vlaams nederlandse Schelde commissie

Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

Update 2014

Deltares

Universiteit Antwerpen

ECOSYSTEM MANAGEMENT RESEARCH GROUP

Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium
Update 2014

T.Maris[2], A. Bruens[1], L. van Duren[1], J. Vroom[1], H. Holzhauer[1], M. De Jonge[2] , S. Van Damme[2], A. Nolte[1], K. Kuijper[1], M. Taal[1], C. Jeuken[1], J. Kromkamp[3] en B. van Wesenbeeck[1], G. Van Ryckegem[4], E. Van den Bergh[4], S. Wijnhoven[3] en P. Meire[2]

Dit rapport is een update van de Evaluatiemethodiek Fase 2 (H. Holzhauer[1], T.Maris[2], P. Meire[2], S. Van Damme[2], A. Nolte[1], K. Kuijper[1], M. Taal[1], C. Jeuken[1], J. Kromkamp[3] en B. van Wesenbeeck[1], G. Van Ryckegem[4], E. Van den Bergh[4] en S. Wijnhoven[3], 2011).

Deze update werd opgesteld door A. Bruens[1], T.Maris[2], J. Vroom[1], L. van Duren[1], M. De Jonge[2] en S. Wijnhoven[3]

[1] Deltares
[2] Universiteit Antwerpen
[3] NIOZ
[4] INBO

December 2014

In opdracht van:

vlaams nederlandse Schelde commissie

Projectnummer Deltares: 1209394
Projectnummer Universiteit Antwerpen: ECOBErapport 014-R175

Titel
Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

Opdrachtgever	Projectnummer	Kenmerk	Pagina's
Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie, vertegenwoordigd door de Stuurgroep O&M	Deltares:1209394 UA: ECOBE rapport 014-R175	1209394	356

Administratief opdrachtgever
RWS-WVL

Trefwoorden
Evaluatie, Westerschelde, Zeeschelde, ecologisch functioneren, habitats, flora en fauna, waterkwaliteit, waterbeweging

Versie	Datum	Auteurs	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
1.0	20 juni 2014						
2.0	14 okt 2014						
3.0	22 dec 2014						
4.0	26 mrt 2015	zie Leeswijzer		L. Arentz		F. Hoozemans	

Naar deze rapportage kan gerefereerd worden als: T.Maris, A. Bruens, L. van Duren, J. Vroom, H. Holzhauer, M. De Jonge , S. Van Damme, A. Nolte, K. Kuijper, M. Taal, C. Jeuken, J. Kromkamp en B. van Wesenbeeck, G. Van Ryckegem, E. Van den Bergh, S. Wijnhoven en P. Meire. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares rapportnummer 1209394.

Status
definitief

Leeswijzer

Beste lezer,

Voor u ligt de update van de Evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium. Deze methodiek is een instrumentarium om het functioneren van dit estuariene systeem te evalueren. De methodiek is een aanpassing van de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (fase 2), in december 2011 opgeleverd, die gebaseerd werd op een eerste versie (fase 1) die in november 2010 werd opgesteld. Opdrachtgever voor deze grensoverschrijdende evaluatiemethodiek is de Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie (VNSC, www.vnsc.eu), met Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving als administratief opdrachtgever. De opdracht “update van de Evaluatiemethodiek” werd uitgevoerd door Deltares in samenwerking met de Universiteit Antwerpen.

De methodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties uit de langetermijnvisie: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Het eerste hoofdstuk, de inleiding, beschrijft de gebruikte werkwijze en de onderlinge samenhang tussen de zeven communicatie-indicatoren: Dynamiek Waterbeweging, Bevaarbaarheid, Plaat- en geulsysteem, Waterkwaliteit, Leefomgeving, Flora & Fauna en Ecologisch Functioneren. Elke communicatie-indicator is nadien uitgewerkt als zelfstandig hoofdstuk en kan los van de andere indicatoren gelezen worden. De losse hoofdstukken moeten voldoende houvast geven om op basis van de beschrijving de communicatie-indicator te evalueren. De evaluatiemethodiek sluit af met een beknopte risicobenadering, die toelicht hoe de robuustheid van het systeem kan worden getoetst.

De rapportage bestaat uit de volgende hoofdstukken:

Samenvatting	(allen)
Inleiding	(T. Maris, A. Bruens en H. Holzhauer)
Dynamiek Waterbeweging	(J. Vroom, A. Nolte, K. Kuijper, H. Holzhauer en M. Taal)
Bevaarbaarheid	(J. Vroom, K. Kuijper, H. Holzhauer en, M. Taal)
Plaat- en geulsysteem	(J. Vroom, M. Taal, C. Jeuken en H. Holzhauer)
Waterkwaliteit	(T. Maris, M. De Jonge, J. Kromkamp en P. Meire)
Leefomgeving	(L. van Duren, H. Holzhauer, B. van Wesenbeeck, G. Van Ryckegem en E. Van den Bergh)
Flora & Fauna	(T. Maris, S. Wijnhoven, G. van Ryckegem, E. Van den Bergh en P. Meire)
Ecologisch Functioneren	(S. Van Damme, S. Wijnhoven, T. Maris en P. Meire)
Risicobenadering	

Bovenstaande personen hebben voor de eerste versie (fase 1 & 2) en/of voor de update bijdragen als auteur of reviewer van de Evaluatiemethodiek.

Inhoudsopgave

Leeswijzer **7**

Inhoudsopgave **8**

Samenvatting **17**
1 Inleiding 17
1.1 Achtergrond 17
1.2 Werkwijze 17
2 Dynamiek waterbeweging 20
2.1 Inleiding 20
2.2 Toetsparameters 20
2.2.1 Hoogwater 20
2.2.2 Golven 21
3 Bevaarbaarheid 22
3.1 Inleiding 22
3.2 Toetsparameters 23
3.2.1 Beschikbare diepte 23
3.2.2 Looptijd getij 23
4 Plaat- en geulsysteem 24
4.1 Inleiding: aanpak tot samenhangende analyse 24
4.2 Deelsystemen 24
4.2.1 Monding 24
4.2.2 Meergeulensysteem 24
4.2.3 Eéngeulsysteem 25
5 Waterkwaliteit 26
5.1 Inleiding 26
5.2 Toetsparameters 26
5.2.1 Zuurstof 26
5.2.2 Nutriënten 27
5.2.3 Algen 27
5.2.4 Toxische stoffen 28
6 Leefomgeving 29
6.1 Inleiding 29
6.2 Toetsparameters 30
6.2.1 Oppervlak 30
6.2.2 Kwaliteit 30
6.2.3 Turn-over 30
7 Flora & Fauna 31
7.1 Inleiding 31
7.2 Toetsparameters 31
8 Ecologisch Functioneren 33
8.1 Inleiding 33
8.2 Toetsparameters 34
8.2.1 Macrozoöbenthos 34
8.2.2 Vis en Vogels 34

Inleiding **35**
1 Achtergrond en kader 35
1.1 Langetermijnvisie 36
1.2 Ontwikkelingsschets 2010 36

1.3 MONEOS: Geïntegreerde Monitoring van het Schelde-estuarium 37
1.4 Evaluatiemethodiek 37
1.4.1 Rapport fase 1 37
1.4.2 Rapport fase 2 37
1.4.3 T2009 rapportage 38
1.4.4 Update Evaluatiemethodiek 38
2 Gehanteerde werkwijze evaluatiemethodiek 39
2.1 Doelstellingen van de Evaluatiemethodiek 39
2.2 Wettelijke kaders 39
2.3 Methodiek 40
2.3.1 Communicatie-indicatoren 41
2.4 Evaluatie- en Analyserapport 42
2.4.1 Analyserapport 47
2.4.2 Evaluatierapport 47
2.5 Ruimtelijke indeling 48
2.6 Temporele indeling 51
2.7 Omgaan met onzekerheden – nuanceringen 52
2.7.1 Geen bandbreedtes op criteria uit de evaluatiemethodiek 52
2.7.2 Wel bandbreedtes op meetresultaten uit de evaluatiemethodiek 52
3 Literatuur 54

Dynamiek waterbeweging 55
1 Inleiding 55
1.1 Achtergrondkader 55
1.2 Werkwijze 55
1.2.1 Stroomsnelheid 57
1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 57
2 Toetsparameter: Hoogwater 59
2.1 Inleiding 59
2.2 Effecten van veranderingen 59
2.3 Rekenparameters en criteria 60
2.3.1 Jaargemiddelde hoogwaterstanden 60
2.3.2 Jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaterstanden 62
2.4 Samenvatting en evaluatie 62
3 Toetsparameter: Golven 63
3.1 Inleiding 63
3.2 Effecten van veranderingen 63
3.3 Rekenparameter en criteria 64
3.3.1 Jaargemiddelde significante golfhoogte 64
3.3.2 Cumulatieve distributie significante golfhoogte 64
3.4 Samenvatting en evaluatie 65
4 Verklarende parameters 66
4.1 Inleiding 66
4.2 Hydrodynamische randvoorwaarden 66
4.2.1 Astronomisch getij en getijslag 66
4.2.2 Zeespiegelstijging 67
4.2.3 Rivierafvoer 67
4.2.4 Meteorologie 67
4.3 Geometrie en bathymetrie 67
4.3.1 Effect van geometrie op de getijslag 68
4.3.2 Effect van waterdiepte (bathymetrie) op de getijslag en getijvoortplanting 70
5 Literatuur 73

Bevaarbaarheid 74

1 Inleiding 74
1.1 Achtergrondkader 74
1.2 Werkwijze 74
1.2.1 Dwarsstromingen 75
1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 76
2 Toetsparameter: Beschikbare diepte 77
2.1 Inleiding 77
2.2 Effecten van veranderingen 77
2.2.1 Hoog- en laagwaterstanden 77
2.2.2 Baggerinspanning 78
2.3 Rekenparameters en criteria 79
2.3.1 Gemiddeld hoog- en laagwater 79
2.3.2 Onderhoudsbaggervolume 79
2.4 Samenvatting en evaluatie 80
3 Toetsparameter: Looptijd getij 81
3.1 Inleiding 81
3.2 Effecten van veranderingen 81
3.2.1 Looptijd van hoog- en laagwaterstand 81
3.3 Rekenparameters en criteria 82
3.3.1 Looptijd hoog- en laagwater 82
3.4 Samenvatting en evaluatie 83
4 Verklarende parameters 84
4.1 Inleiding 84
4.2 Sedimenteigenschappen 84
4.3 Morfologische dynamiek 84
5 Literatuur 85

Plaat- en geulsysteem 86
1 Inleiding 86
1.1 Achtergrondkader 86
1.2 Werkwijze 87
1.2.1 Beoordeling 87
1.2.2 Relatie met Flexibel Storten 87
1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 88
2 Monding 89
2.1 Inleiding 89
2.2 Te analyseren parameters 89
3 Meergeulensysteem 90
3.1 Inleiding 90
3.2 Effecten van veranderingen 91
3.2.1 Grootschalige dynamiek - de bochtgroep als geheel 92
3.2.2 Dynamiek op macroschaal - de grote eb- en vloedgeul 92
3.2.3 Dynamiek op mesoschaal - de kortsluitgeulen 93
3.3 Systematische aanpak samenhangende beschouwing 94
4 Eéngeulsysteem 96
4.1 Inleiding 96
4.2 Effecten van veranderingen 96
5 Verklarende parameters 98
5.1 Dieptekaarten en erosie-/sedimentatiekaarten 98
5.2 Relatief areaal intergetijdengebied vs. breedte-diepte verhouding (r_s-β) 98
5.3 Watervolume van geulen i.r.t. volume van ingrepen 99
5.4 Stortcapaciteit 101
5.5 Sedimenttransportcapaciteit 102
5.6 Korrelgrootteverdeling 102
5.7 Getijslag 103
5.8 Zandbalans 103

5.9 Hypsometrische curve 103
5.10 Getijweglengte 103
5.11 Gemiddelde geuldiepte en kantelindex 103
5.12 Verhouding getijvolumes 104
5.13 Omvang en dynamiek kortsluitgeulen 104
5.14 Verhangindicator 105
5.15 Kronkelfactor 107
6 Literatuur 108

Waterkwaliteit 110
1 Inleiding 110
1.1 Werkwijze indicator: Waterkwaliteit 110
1.2 Ruimtelijk en temporeel bereik 112
2 Toetsparameter: Zuurstof 113
2.1 Inleiding 113
2.1.1 Eenheden 114
2.2 Effecten van zuurstofgebrek op het ecosysteem 115
2.2.1 Effect abiotisch 115
2.2.2 Effect biotisch 115
2.3 Rekenparameters en criteria voor zuurstof 118
2.3.1 Zomer 118
2.3.2 Winter 119
2.3.3 Stratificatie 119
2.4 Samenvatting en beoordeling zuurstof 120
2.4.1 Bestaande wetten en normen. 120
2.4.2 Beoordeling van de rekenparameter Zuurstof 120
2.4.3 Toepassing in T2015 121
3 Toetsparameter: Nutriënten 122
3.1 Inleiding 122
3.2 Effecten van nutriënten op het ecosysteem 123
3.2.1 Eutrofiëring in het estuarium 123
3.2.2 Eutrofiëring in de kustzone 125
3.3 Rekenparameters en criteria voor Nutriënten 125
3.3.1 Gevaar voor zuurstoftekorten ten gevolge van eutrofiëring 125
3.3.2 Gevaar voor verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling 127
3.3.3 Toxiciteit 131
3.4 Samenvatting en beoordeling 132
4 Toetsparameter Algenbloei 133
4.1 Inleiding 133
4.2 Effecten van Algenbloei op het ecosysteem 134
4.3 Rekenparameters voor de toetsparameter algenbloei 135
4.3.1 Doorstroming van energie 135
4.3.2 Plaagalgen 140
4.4 Samenvatting en beoordeling 141
5 Toetsparameter Toxische stoffen 142
5.1 Inleiding 142
5.2 Rekenparameters toxische stoffen 142
5.2.1 Waterbodemkwaliteit 143
5.2.2 Chemische waterkwaliteit 147
5.2.3 Milieuverontreingende stoffen in het voedselweb 149
6 Verklarende parameters 153
6.1 Inleiding 153
6.2 Boundaries 153
6.3 Zout 153
6.3.1 Achtergrond 153
6.3.2 Effecten van veranderingen in zoutgehalte 155

6.3.3 Te bepalen parameters 156
6.4 Lichtlimitatie - troebelheid – zwevende stof 158
6.4.1 Achtergrond 158
6.4.2 Effecten van veranderingen in lichtlimitatie 161
6.4.3 Te bepalen parameters voor lichtklimaat 162
6.4.4 Te bepalen parameters voor Zwevende stof en Turbiditeit 163
6.5 Temperatuur 163
6.5.1 Achtergrond 163
6.5.2 Effecten van temperatuursveranderingen op het ecosysteem 164
6.5.3 Te bepalen parameters 168
6.6 Zoöplankton 169
6.6.1 Achtergrond 169
6.7 Chlorofyl a 169
6.7.1 achtergrond 169
6.7.2 Effecten van algenbloei op het ecosysteem 169
6.7.3 te bepalen parameters 169
6.8 Verblijftijd 170
6.8.1 Achtergrond 170
6.8.2 Belang van verblijftijd 170
6.8.3 Te bepalen parameters 171
6.9 Zuurtegraad (pH) 172
6.9.1 Achtergrond 172
6.9.2 Te bepalen parameters 172
7 Literatuur 173
Bijlage 1: BOD en NOD berekeningen 178
Bijlage 2: Tabel met MKN voor de verschillende Scheldezones 180

Leefomgeving 186
1 Inleiding 186
1.1 Achtergrondkader 186
1.2 Werkwijze indicator: Leefomgeving 187
1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik 189
2 Toetsparameter: Oppervlak 191
2.1 Inleiding 191
2.2 Hydrodynamiek 191
2.3 Effecten van veranderingen in het habitatoppervlak 192
2.3.1 Laagdynamische habitats 192
2.3.2 Diep- en ondiep water 192
2.3.3 Habitat voor de kinderkamerfunctie 192
2.3.4 Pioniervegetatie 193
2.4 Rekenparameters en criteria 193
2.4.1 Hoog- en laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde) 193
2.4.2 Diep- en ondiep water (Zeeschelde) 194
2.4.3 Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde) 194
2.4.4 Laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal 195
2.4.5 Pioniervegetatie 195
2.4.6 Schorvegetatie 196
2.5 Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Oppervlak 196
2.5.1 Tolerantiegrens oppervlakte bepaling 196
2.5.2 Bestaande wetgeving en normen 197
2.5.3 Beoordeling rekenparameters 197
2.5.4 Toepassing in de T2009 198
3 Toetsparameter: Kwaliteit 199
3.1 Inleiding 199
3.2 Effecten van verandering in de kwaliteit 199
3.2.1 Het slibpercentage 199

3.2.2 Lengte laagwaterlijn ... 199
3.2.3 Helling ... 200
3.2.4 Hoogtegradiënt ... 201
3.2.5 Oeverbreedte t.b.v. zonering van schorren ... 202
3.2.6 Diversiteit van flora en fauna binnen de verschillende habitats ... 204
3.2.7 Benthische microalgen ... 204
3.3 Rekenparameters en criteria ... 206
3.3.1 Laagwaterstrook grenzend aan laagdynamisch litoraal habitat ... 206
3.3.2 Helling van het litoraal en het gehele profiel ... 206
3.3.3 Hoogtegradiënt laagdynamisch habitat ... 207
3.3.4 Zonering schorhabitat ... 207
3.3.5 Breedte schorhabitat ... 208
3.3.6 Oeverbreedte t.b.v. schorhabitat ... 208
3.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter Kwaliteit ... 208
3.4.1 Bestaande wetgeving en normen ... 208
3.4.2 Beoordeling rekenparameters ... 209
3.4.3 Toepassing in de T2009 ... 209
4 Toetsparameter: Turn-over ... 211
4.1 Inleiding ... 211
4.2 Effecten van veranderingen in turn-over ... 211
4.2.1 Vestiging en ontwikkeling ... 211
4.3 Rekenparameters en criteria ... 211
4.3.1 Gemiddelde turnover ... 212
4.3.2 Turn-over plaat, slik of schorgebied ... 213
4.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Turn-over ... 213
4.4.1 Bestaande wetgeving en normen ... 213
4.4.2 Beoordeling rekenparameters ... 213
4.4.3 Toepassing in de T2009 ... 213
5 Verklarende parameters ... 215
5.1 Zoutgehalte ... 215
5.2 Hydrodynamiek ... 215
5.2.1 Stroming ... 215
5.2.2 Golven ... 217
5.3 Waterstand en bathymetrie ... 217
5.4 Substraat ... 218
5.5 Plaat-geul systeem ... 218
5.6 Waterkwaliteit ... 218
5.7 Vegetatieontwikkeling ... 218
5.8 Benthische microalgen ... 219
5.9 Ingrepen ... 219
6 Literatuur ... 220

Flora & Fauna ... 225
1 Inleiding ... 225
1.1 Belang van diversiteit ... 225
1.1.1 Hoe diversiteit meten? ... 226
1.1.2 Diversiteit: welke doelstelling? ... 228
1.2 Exoten ... 228
1.3 Werkwijze Flora & Fauna ... 229
1.3.1 Intactness Index ... 230
1.3.2 Sleutelsoorten ... 232
1.3.3 Exoten ... 233
1.4 Ruimtelijk en temporeel bereik ... 233
1.5 Keuze van de toetsparameters ... 233
2 Toetsparameter Vogels ... 234
2.1 Inleiding ... 234

2.2 Rekenparameters en criteria voor Vogels 236
2.2.1 Intactness-index 236
2.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen 241
2.2.3 Trends in exoten (broedvogels en niet-broedvogels) 243
2.3 Samenvatting en beoordeling Vogels 243
2.3.1 Verklarende parameters 244
3 Zoogdieren 245
3.1 Inleiding 245
3.1.1 Belang 245
3.2 Parameters en criteria voor de toetsparameter Zoogdieren 246
3.2.1 Aantal Zeehonden 246
3.2.2 Aantal pups geboren in de Schelde 248
3.3 Samenvatting en beoordeling 248
3.4 Verklarende parameters 248
4 Vissen 249
4.1 Inleiding 249
4.1.1 Belang 252
4.2 Rekenparameters en criteria voor Vissen 252
4.2.1 Intactness index 253
4.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa 253
4.2.3 Trends in exoten 258
4.3 Samenvatting en beoordeling Vissen 258
4.3.1 Verklarende parameters 258
5 Benthos 260
5.1 Inleiding 260
5.1.1 Belang 260
5.2 Rekenparameters en criteria voor benthos 262
5.2.1 Intactness index 262
5.2.2 Sleutelsoorten 267
5.2.3 Trends in exoten 269
5.3 Samenvatting en beoordeling benthos 269
5.3.1 Verklarende parameters 269
6 Fytoplankton 270
6.1 Inleiding 270
6.1.1 Belang 270
6.2 Rekenparameters en criteria voor fytoplankton 270
6.2.1 Intactness index 270
6.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa 271
6.2.3 Trends in exoten 272
6.3 Samenvatting en beoordeling Fytoplankton 272
6.4 Verklarende parameters 272
7 Zoöplankton 274
7.1 Inleiding 274
7.1.1 Belang van zoöplankton 274
7.1.2 Rol van de zoöplanktongemeenschap in het trofisch functioneren 274
7.1.3 Reactiviteit van zoöplankton op het herstel in de Schelde 275
7.1.4 De diversiteit van het zoöplanktoncompartiment 276
7.2 Rekenparameters en criteria voor zoöplankton 277
7.2.1 Intactness index 277
7.2.2 Trends in exoten 278
7.3 Samenvatting en beoordeling Zoöplankton 278
7.4 Verklarende parameters 278
8 Vegetatie 280
8.1 Inleiding 280
8.1.1 Belang 280
8.2 Rekenparameters en criteria voor Vegetatie 280
8.2.1 Intactness index 280

8.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen 285
8.2.3 Trends in exoten 288
8.3 Samenvatting en beoordeling Vegetatie 289
8.3.1 Verklarende parameters 289
9 Literatuur 290
Bijlage 1: Intactness Indices & sleutelsoorten 295
1 Algemene principes Intactess Index en referentiematrices 295
2 Opstelling van referentiematrices voor vogels 299
2.1 Broedvogels 299
2.2 Niet-broedvogels Zeeschelde 300
2.3 Niet broedvogels: Westerschelde 304
3 Afleiding criterium sleutelsoorten broedvogels Zeeschelde + zijrivieren 309
4 Opstelling van referentiematrices voor benthos 311
4.1 Benthos Westerschelde 311
4.2 Benthos Zeeschelde 322

Ecologisch Functioneren 331
1 Inleiding 331
1.1 Werkwijze: Ecologisch functioneren 332
1.2 Ruimtelijk en temporeel bereik 334
2 Toetsparameter: Macrozoöbenthos 335
2.1 Inleiding 335
2.2 Belang van benthos voor het voedselweb 335
2.3 Rekenparameters en criteria voor Marcozoöbenthos 335
2.3.1 Macrozoöbenthos Westerschelde: verhouding macrobenthische biomassadichtheid - primaire productie 335
2.3.2 Macrozoöbenthos Zeeschelde: 30 ton AFDW aan benthos 338
2.3.3 Diversiteit benthos 339
2.3.4 Filterfunctie 340
2.3.5 Verklarende parameters 340
2.4 Samenvatting en beoordeling 341
3 Toetsparameter Vissen en Vogels 342
3.1 Inleiding 342
3.2 Rekenparameters en criteria voor Vissen en vogels 346
3.3 Verklarende parameters 349
3.4 Samenvatting en beoordeling 349
4 Verklarende parameters 350
5 Literatuur 351

Risicobenadering 353
1 Robuustheidbenadering 353
1.1 De evaluatiemethodiek in de risicobenadering 353
1.2 Wet- en regelgeving 354
2 Literatuur 356

Samenvatting

1 Inleiding

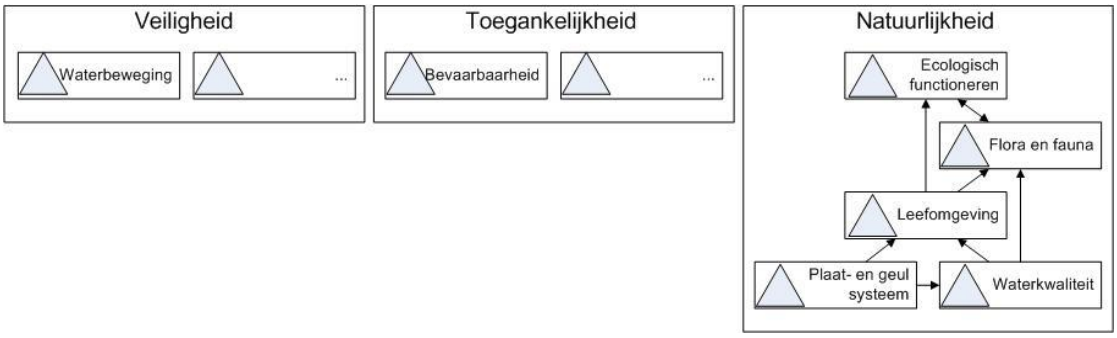
1.1 Achtergrond

Het Schelde-estuarium is een complex systeem, dat in volle verandering is. Om de belangen betreffende de economie, de veiligheid en de natuur te waarborgen, hebben Nederland en Vlaanderen samen een integrale aanpak uitgewerkt: de langetermijnvisie (LTV2030). Hieruit volgde de Ontwikkelingsschets 2010 en werd beslist tot een gemeenschappelijk monitoringsprogramma MONEOS. Ook als de juiste parameters op de juiste plaats met de juiste frequentie worden gemeten, geven al deze data nog niet direct pasklaar antwoord op de vragen vanuit het beleid. Daarvoor is een evaluatiemethodiek vereist. De uitgangspunten van deze methodiek zijn de beleidsdoelstellingen uit de LTV en een goed functioneren van het ecosysteem, en niet een historische of ongerepte referentie. De evaluatie mag geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand nastreven, maar beoogt een systeem dat goed functioneert. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. De methodiek moet de mogelijkheid bieden diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer. De methodiek zal toegepast worden om elke zes jaar een evaluatie van het Schelde-estuarium uit te voeren.

Eind 2011 werd de eerste versie van de evaluatiemethodiek definitief opgeleverd, die voor het eerst werd toegepast in de periode 2012-2013 bij de T2009 evaluatie. Op basis hiervan werd een reeks opmerkingen en voorstellen voor verbetering geformuleerd. De methodiek die nu voor u ligt, is een update van de evaluatiemethodiek uit 2011 op basis van de conclusies uit T2009.

1.2 Werkwijze

De methodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een set van zeven communicatie-indicatoren ontwikkeld (Figuur 1.1). Voor Veiligheid en Toegankelijkheid wordt de invloed vanuit het systeemfunctioneren op beide functies geëvalueerd binnen de communicatie-indicatoren *Dynamiek waterbeweging* en *Bevaarbaarheid*. Het evalueren van veiligheid en toegankelijkheid op zich behoort niet tot deze methodiek. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vier communicatie-indicatoren opgesteld*: Leefomgeving, Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren, Flora en Fauna*. Deze communicatie-indicatoren worden alle zes beoordeeld volgens de methode omschreven in deze evaluatiemethodiek, en kunnen een gunstige of ongunstige beoordeling krijgen. De zevende communicatie-indicator, *Plaat- en geulsysteem*, geeft de ontwikkelingen betreffende de morfologie weer. Deze communicatie-indicator wordt niet beoordeeld, omdat er vanuit de bestaande beleid- en beheervisies (nog) geen ondubbelzinnige beoordeling van de ontwikkelingen mogelijk is. De communicatie-indicator is echter onmisbaar als verklarende parameter bij andere communicatie-indicatoren.



Figuur 1.1: Schematische weergave van de communicatie-indicatoren (piramides) per hoofdfunctie van de langetermijnvisie.

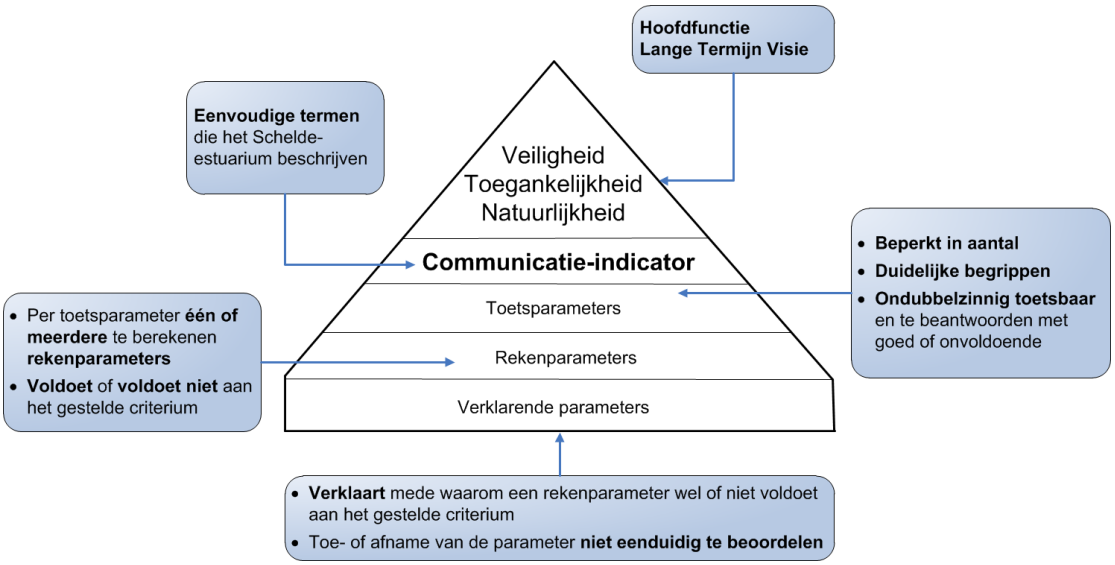
Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1.2). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen. N.B. Voor *Plaat- en geulsysteem* is er geen piramide en geen beoordeling.

Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee een ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator beoordeeld kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.

Bij de evaluatie worden steeds alle niveaus doorlopen. Ook verklarende parameters worden steeds bepaald. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een bepaalde toetsparameter.



Figuur 1.2: Schematische weergave 'piramide-aanpak'

De indeling in verschillende piramides betekent echter niet dat de onderlinge samenhang uit het oog wordt verloren. Wederzijdse beïnvloeding tussen piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie. Maar toets- of rekenparameters uit de ene piramide kunnen terugkeren als verklarende parameter in een andere. Zo wordt impliciet de verwevenheid van het estuariene systeem ingebouwd in de methodiek.

Een eerste stap bij het opstellen van de verschillende piramides, was het duidelijk aflijnen van concrete doelstellingen. De LTV vormde het startpunt. Ook andere bestaande beleidskaders werden aangewend voor het aflijnen van doelstellingen. Vanuit deze doelstellingen werden geschikte indicatoren en bijhorende evaluatiecriteria geselecteerd: aan welke randvoorwaarden moet het systeem voldoen zodat het functioneert binnen de marges van de gestelde doelstellingen. Afstemming met bestaande wettelijke toetsingskaders en criteria werd nagestreefd. Indien echter vanuit het systeemfunctioneren andere maatlatten werden beredeneerd dan deze uit de wettelijke kaders, wordt in deze methodiek afgeweken van de bestaande criteria.

Op de volgende pagina’s worden alle zeven communicatie-indicatoren en de bijbehorende toets- en rekenparameters kort beschreven.

2 Dynamiek waterbeweging

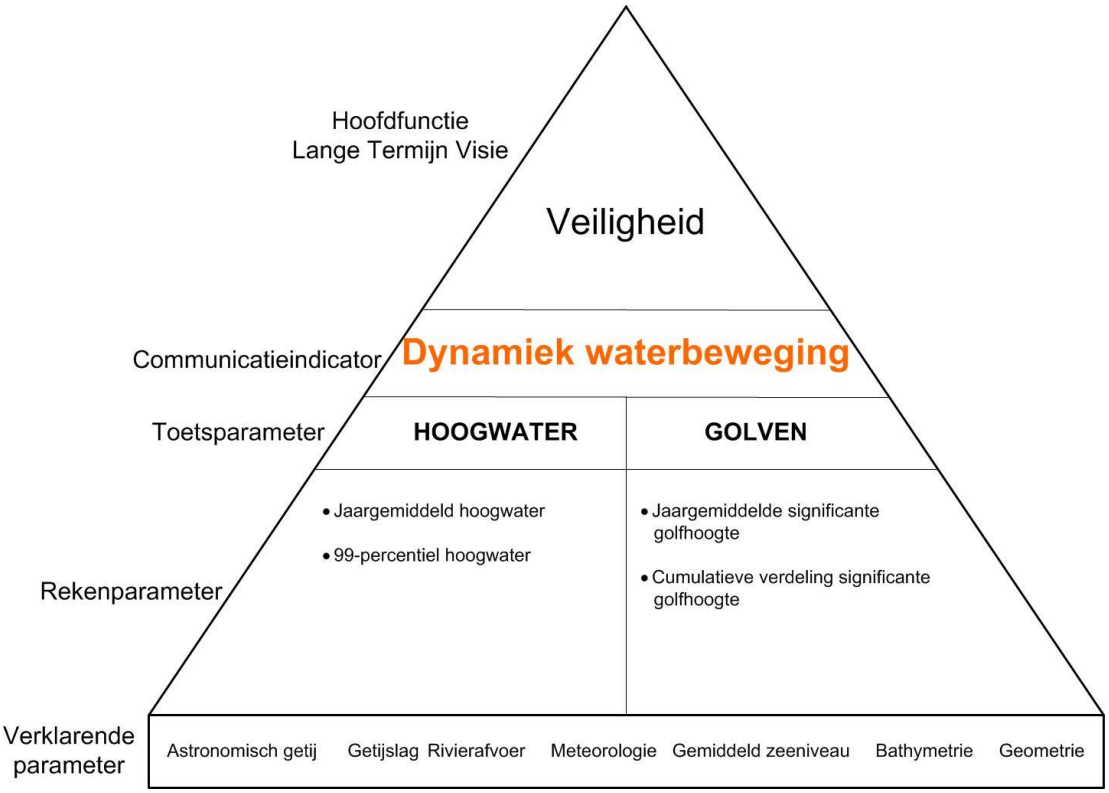
2.1 Inleiding

De communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging* is voornamelijk gekoppeld aan de hoofdfunctie veiligheid maar is ook van belang voor de hoofdfuncties toegankelijkheid en natuurlijkheid. Zo is de gemiddelde laagwaterstand een rekenparameter in de communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* en heeft de waterstand ook invloed op de verschillende parameters in de communicatie-indicator *Leefomgeving* (zoals droogvalduur).

Zowel in Vlaanderen als in Nederland wordt veiligheid tegen overstromen volgens aparte, wettelijk voorgeschreven kaders getoetst. Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm is geen onderdeel van de Evaluatiemethodiek.

2.2 Toetsparameters

De communicatie-indicator *Dynamiek waterweging* is uitgewerkt in twee toetsparameters: Hoogwater en Golven (zie Figuur 2-1).



Figuur 2-1: Weergave indicator dynamiek waterbeweging en onderliggen de toets-, reken- en verklarende parameters

2.2.1 Hoogwater

De toetsparameter Hoogwater wordt bepaald door twee rekenparameters: **jaargemiddeld hoogwater** en het **99-percentiel hoogwater** gedurende het jaar. Het jaargemiddelde hoogwater heeft vooral betrekking op het astronomische getij omdat meteorologische signaal deels wordt uitgefilterd en vormt een maat voor de evaluatie van de toestand van het systeem in relatie tot de getijvoortplanting. Het 99-percentiel hoogwater gedurende het kalenderjaar is een ‘proxy’ voor de maximale waterstand en is

vooral het gevolg van windopzet in combinatie met het springtij. Beide parameters worden berekend op basis van opgetreden waterstanden.

Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename t.o.v. de verwachte trendontwikkeling van het jaargemiddelde hoogwater en/of het 99-percentiel hoogwater als negatief geëvalueerd.

2.2.2 Golven

Golven worden opgewekt door o.a. wind en scheepvaart. Als onderdeel van de toetsparameter Golven worden scheepsgolven vooralsnog niet apart beschouwd, ze zitten echter wel in de meetreeksen van de golfboeien. De eigenschappen van windgolven hangen af van windsnelheid en -richting, strijklengte, windduur, de bathymetrie en interactie met de getijstroming.

De toetsparameter Golven heeft als doel te laten zien hoe veranderingen in het systeem, vooral de bathymetrie, van invloed zijn op de golfwerking. De toetsparameter Golven wordt bepaald door de rekenparameters **jaargemiddelde significante golfhoogte** en **cumulatieve distributie van de significante golfhoogte**.

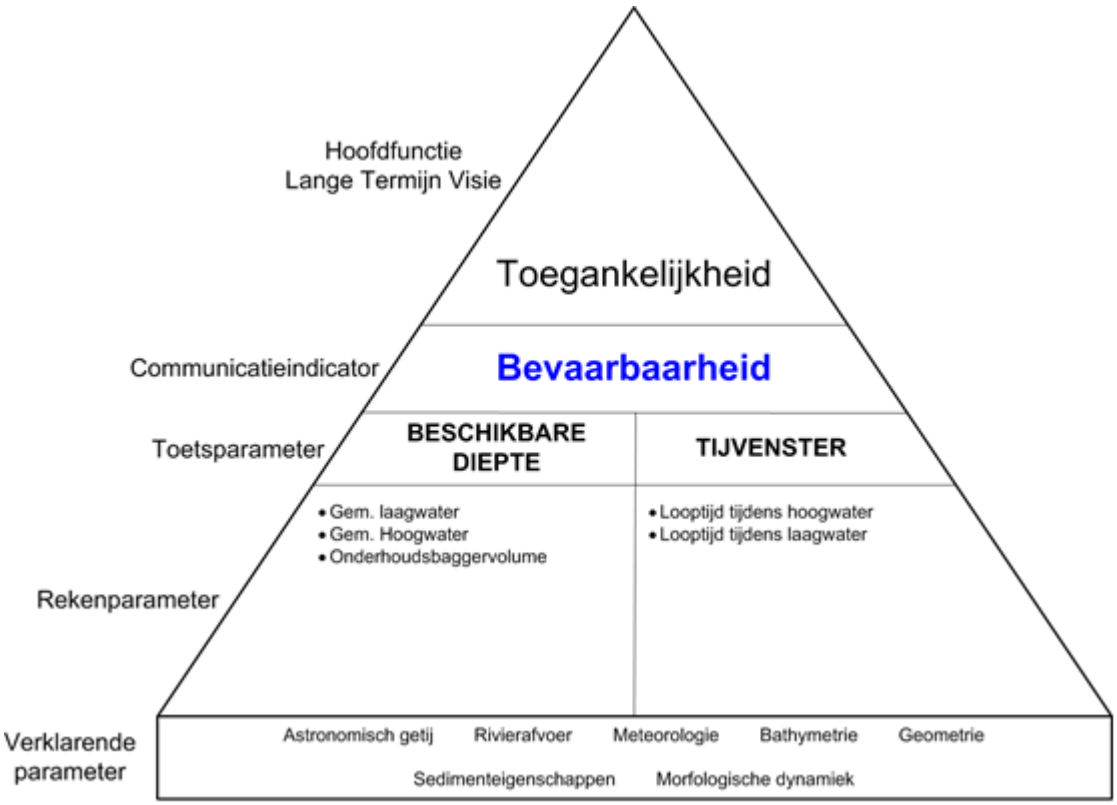
Vanuit het functioneren van het systeem wordt een toename in de maximale jaarlijkse significante golfhoogte t.o.v. de verwachte trendontwikkeling als negatief geëvalueerd. Als de cumulatieve distributie van de significante golfhoogte buiten de bandbreedte van de bestaande meetreeks valt wordt dit als negatief geëvalueerd.

3 Bevaarbaarheid

3.1 Inleiding

De communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* richt zich op het inzicht verkrijgen in het functioneren van de waterbeweging in relatie tot de hoofdfunctie Toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. Eventuele ontwikkelingen in scheepstypen, geulwandbestortingen, wrakverwijdering, externe veiligheid (vervoer gevaarlijke stoffen, risicocontouren) e.d. zijn externe ontwikkelingen en zijn buiten beschouwing gelaten. Ook het garanderen van een veilige doorvaart voor schepen in het Schelde-estuarium vormt geen onderdeel van de Evaluatiemethodiek, dit wordt gedaan door de Gemeenschappelijke Nautische Autoriteit (GNA).

Het uitgangspunt voor de evaluatie van de *Bevaarbaarheid* zijn de systeemaspecten die de bevaarbaarheid mogelijk kunnen beïnvloeden, te weten de toetsparameters: Beschikbare diepte en Looptijd van het getij (zie Figuur 3-1). Dwarsstromingen en verhoging van stroomsnelheden in scherpe bochten zijn hinderlijk voor de scheepvaart maar zijn niet opgenomen als toetsparameter, omdat er op dit moment geen goede toetsparameter met criteria is om de systeemveranderingen aan te toetsen. In het programma 'Agenda voor de Toekomst' wordt er wel in meer detail naar de dwarsstromingen gekeken. Mochten er op basis van deze studie redenen zijn om binnen de Evaluatiemethodiek wel naar dwarsstromingen te kijken, dan kan dit bij een volgende herziening van de Evaluatiemethodiek worden opgenomen.



Figuur 3-1: Weergave Communicatie indicator Bevaarbaarheid en onderliggen de toets-, reken- en verklarende parameters

Omdat het garanderen van een veilige doorvaart geen onderdeel is van de Evaluatiemethodiek, doet deze indicator enkel uitspraken over de trendontwikkeling van

de Bevaarbaarheid. Er wordt aangegeven of een toename of afname van de trend van uit het systeem gezien positief of negatief is.

3.2 Toetsparameters

3.2.1 Beschikbare diepte

De toetsparameter Beschikbare diepte is gedefinieerd als de permanent beschikbare waterdiepte in de vaargeul en wordt bepaald door de getijslag en de bodemligging. De minimale waterdiepte in de vaargeul is voor de Westerschelde en de Zeeschelde tot aan Antwerpen momenteel 14,5 m t.o.v. LAT, zodat de haven van Antwerpen onafhankelijk van het getij bereikbaar is voor schepen met een diepgang van 13,1 m. Hierbij is rekening gehouden met een kielspeling van 10%. In de Zeeschelde bovenstrooms van Antwerpen wordt ook onderhoudsbaggerwerk uitgevoerd t.b.v. de toegankelijkheid.

Veranderingen in de **hoog- en laagwaterstand** leiden tot veranderingen in de beschikbare waterdiepte. Voor de evaluatie van de hoog- en laagwaterstand wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 1900. Een afname van het laagwater (lager laagwater) t.o.v. de historische trend wordt als een ongunstige ontwikkeling gezien voor de bevaarbaarheid. Een toename van het hoogwater is ongunstig in de Boven-Zeeschelde, i.v.m. de doorvaarthoogte van bruggen. Een afname van het hoogwater is alleen ongunstig voor de bevaarbaarheid als het tijvenster hierdoor wordt verkort.

De bevaarbare diepte, maar ook breedte, wordt onderhouden door middel van baggeren. De **grootte van de baggerinspanning** geeft, wanneer de gewenste vaardiepte niet wijzigt, een indicatie dat er veranderingen optreden in het systeem. Voor het bepalen van de baggerinspanning wordt er voor het gebaggerde materiaal een onderscheid gemaakt tussen zandig en slibrijk sediment en of het onderhoudsbaggerwerk aan de geulen betreft of in de havens. Voor evaluatie van de baggervolumes wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 2011, na de derde verruiming. Een stijgende trend van het onderhoudsvolume voor de vaargeul en/of in de havens wordt als ongunstig geëvalueerd.

3.2.2 Looptijd getij

De getijgebonden scheepvaart heeft een waterdiepte nodig, die groter is dan de permanent beschikbare diepte en die slechts een deel van de getijperiode beschikbaar is, namelijk tijdens het Tijvenster. Het tijvenster is de periode die een maatgevend schip beschikbaar heeft om een veilige op- of afvaart te realiseren. Naar gelang de diepgang van een schip groter is, is het tijvenster kleiner.

Het Tijvenster wordt bepaald door de looptijd van het getij, welke weer wordt bepaald door de hoog- en laagwaterstanden, de voortplantingssnelheid van de hoog- en laagwaterstanden en de vorm van de getijcurve. De **looptijd tijdens hoog- en laagwater** tussen twee stations wordt berekend door het tijdstip van optreden van hoogwater in het landwaartse station minus het tijdstip van optreden in het zeewaartse station. Een hogere voortplantingssnelheid betekent een kortere looptijd van het getij en een verkleining van het tijvenster. De bevaarbaarheid van het estuarium neemt hierdoor af[1]. Een afname van de looptijd van het hoog- en laagwater t.o.v. de historische trend wordt als een ongunstige ontwikkeling voor de bevaarbaarheid gezien. Dit geldt in het bijzonder voor de getijgebonden scheepvaart.

[1] De waargenomen gemiddelde veranderingen per jaar zijn echter klein, zodat significante effecten pas merkbaar worden op de langere termijn.

4 Plaat- en geulsysteem

4.1 Inleiding: aanpak tot samenhangende analyse

Dit hoofdstuk beschrijft de morfologie als drager van de drie LTV functies (Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid). Het is een zelfstandige communicatie-indicator, maar deze heeft in tegenstelling tot de andere communicatie-indicatoren, geen piramide en geen beoordeling. De reden hiervoor is dat de evaluatie en waardering afhankelijk is van de functie van waaruit ze bekeken wordt. Hoewel er wel visies op het morfologisch-hydrodynamisch systeem zijn (LTV en andere beleidsdocumenten), geven deze geen basis voor een ondubbelzinnig oordeel.

Het in 2014 gestarte programma 'Agenda voor de Toekomst' beoogt hierover te adviseren en de daaruit voortvloeiende over operationele doelen voor het morfologisch beheer te geven. Als de operationele doelen zijn vastgesteld, kan er een beoordeling (incl. piramide) worden opgesteld voor de communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem*.

Dit hoofdstuk geeft aan hoe tot een volledige beschrijving van de hydro- en morfodynamiek wordt gekomen door middel van een groot aantal verklarende parameters. Waar de andere communicatie-indicatoren toetsparameters bevatten, bestaat deze communicatie-indicator uit de drie deelsystemen van het Schelde-estuarium: de monding, het meergeulensysteem (Westerschelde) en het ééngeulsysteem (vooral Zeeschelde). De opgave is om voor elk van de drie deelsystemen via een systematische aanpak (zoals gevolgd bij de T2009 via een tabel met afwegingen) een samenhangende analyse te maken. Er worden in dit hoofdstuk verklarende parameters uiteengezet, evenals hoe deze in samenhang een beschrijving geven van de morfologische en hydrodynamische evolutie.

4.2 Deelsystemen

4.2.1 Monding

De monding is afgebakend als de -20 m contour tot de lijn Vlissingen-Breskens. De systeembeschrijving is grotendeels kwalitatief. Beschreven wordt of er:

- veranderingen zijn in de weidsheid en openheid van het gebied
- veranderingen zijn in de rol als overgangsgebied
- ingrepen zijn geweest in de natuurlijke morfologie van het mondingsgebied.

In de 'Agenda voor de Toekomst' wordt onderzoek gedaan naar het functioneren van de monding en de sedimentuitwisseling tussen de Westerschelde en de monding. Dit onderzoek kan leiden tot een aanvulling op het bovenstaande.

4.2.2 Meergeulensysteem

De hydro- en morfodynamiek wordt gekenmerkt door veranderingen van patronen en processen in de tijd (dynamiek) en de ruimte (gradiënten). Hierbij spelen de volgende ruimteschalen:

1. Grootschalige dynamiek: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van het deelsysteem als geheel.
2. Macroschaal dynamiek: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van individuele grote geulen.
3. Mesoschaal dynamiek: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de van de kleinere morfologische elementen.

Een aantal van onder dit deelsysteem beschreven parameters worden binnen het Flexibel Storten opgevolgd. Deze opvolging hoeft uiteraard niet te worden overgedaan. In principe worden de resultaten vanuit Flexibel Storten waar mogelijk bij elke zesjaarlijkse evaluatie overgenomen en samengevat.

Het meergeulensysteem wordt gekenmerkt door een stelsel van meerdere geulen met overgangen naar de platen en slikken. Dit stelsel van geulen en platen manifesteert zich in een patroon van zes zogenoemde bochtgroepen. Iedere bochtgroep bestaat uit een grote gekromde ebgeul met daarnaast een rechtere vloedgeul (samen macrocel genoemd), gescheiden door langgerekte intergetijdengebieden en veelal verbonden door kortsluitgeulen.

De grootschalige dynamiek omvat meerdere verklarende parameters, waaronder de verhouding tussen het wateroppervlak op hoogwater en laagwater (r_S), als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied van de bochtgroep en de breedte-diepte verhouding van een bochtgroep (β) ten opzichte van gemiddeld zeeniveau. Ook de hypsometrische curve en de zandbalans worden gebruikt.

De macroschaal dynamiek wordt beschreven door de grote eb- en vloedgeulen. Ze vormen de ruggengraat van een bochtgroep. In deze geulen vinden de bagger- en stortactiviteiten plaats. Belangrijke verklarende parameters zijn het watervolume van de geulen en de volumina van ingrepen. Binnen Flexibel Storten wordt (ten behoeve van besluiten in het operationele beheer) beoordeeld hoe de geulen zich ontwikkelen en of bagger- en stortactiviteiten hierom aangepast moeten worden. Andere verklarende parameters zijn de getijweglengte, de verhouding tussen het getijvolume in de hoofd- en nevengeul, de gemiddelde geuldiepte, de kantelindex en de sedimenttransportcapaciteit.

De mesoschaal dynamiek is voor een groot deel te zien aan de ontwikkeling van de kortsluitgeulen. Deze geulen kunnen bestaan door de aanwezigheid en geometrie van de grote eb- en vloedgeul in de bochtgroep en het daaruit volgende verhang. Door deze afhankelijkheid en hun kortere responstijd kunnen veranderingen in de dynamiek van kortsluitgeulen een signaal zijn voor veranderingen in de grotere geulen die wellicht nog niet goed meetbaar zijn. In de drempelgebieden vinden ook patroonveranderingen plaats die van invloed zijn op de dynamiek van de eb- en vloedgeulen. Parameters zijn de aanwezigheid van kortsluitgeulen (omvang, patroon) en het gedrag (wel of niet quasi-cyclisch met geulmigratie). Ook de ontwikkelingen in de arealen van verschillende soorten intergetijdengebied weerspiegelen de mesoschaal dynamiek. Over deze parameters wordt gerapporteerd in het hoofdstuk leefomgeving.

Voor de analyse worden de schaalniveaus in samenhang beschreven.

4.2.3 Eéngeulsysteem

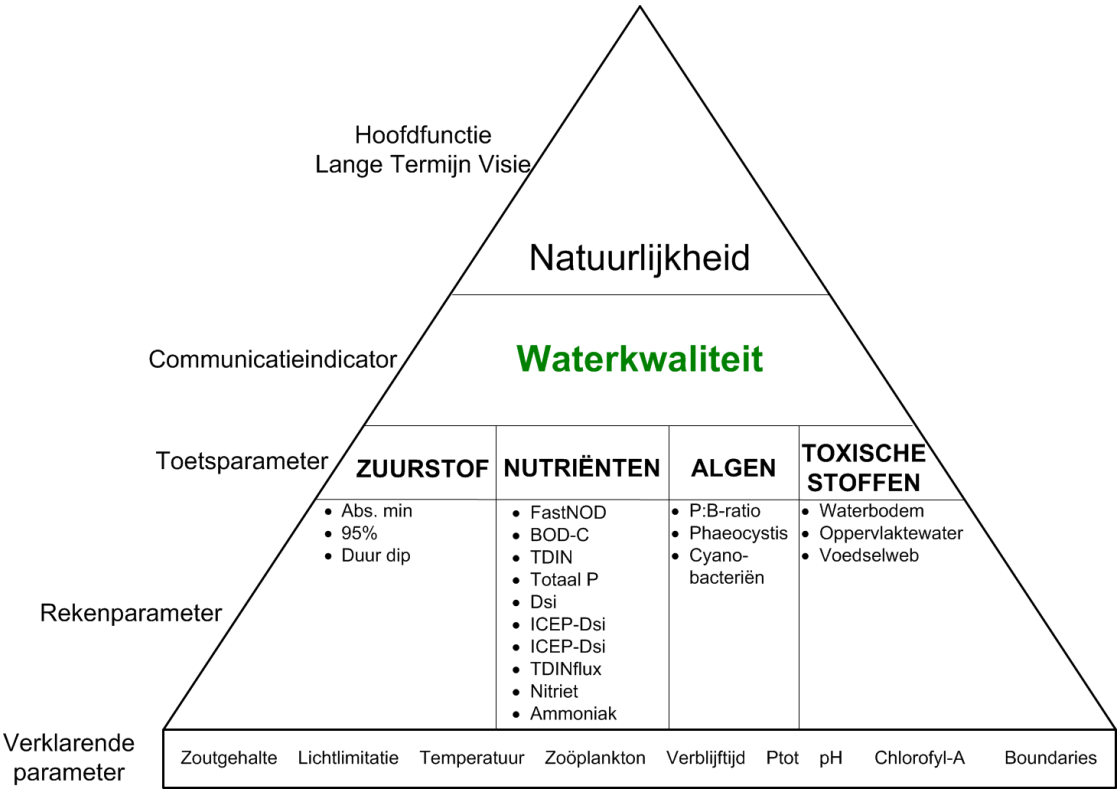
Voor een samenhangende analyse van het éengeulsysteem zijn van belang: de geometrie (waaronder het meanderend karakter), de ontwikkeling van de geul (watervolume) en de ontwikkeling van de oevers. De ontwikkeling van de oevers komt terug bij de communicatie-indicator *Leefomgeving*.

5 Waterkwaliteit

5.1 Inleiding

De communicatie-indicator *Waterkwaliteit* omvat zowel fysico-chemische aspecten als aspecten van de biologische waterkwaliteit. De beoordeling vertrekt niet vanuit pristiene of referentiesituaties, maar vanuit het ecosysteemfunctioneren. Dit impliceert dat de grenzen worden afgelijnd waarbinnen een beperkte set toetsparameters mag fluctueren zodat het goed functioneren van het ecosysteem niet wordt belemmerd en het bereiken van bepaalde ecologische kwaliteitskenmerken wordt verzekerd.

De set toetsparameters beperkt zich tot Zuurstof, Nutriënten, Algen en Toxische Stoffen, waarvoor duidelijk kwantificeerbare rekenparameters en criteria werden opgesteld (Figuur 5.1). Deze vier toetsparameters bepalen *Waterkwaliteit*. Parameters zoals **zoutgehalte**, **lichtklimaat**, **temperatuur** of **verblijftijd** zijn ook onlosmakelijk verbonden met waterkwaliteit, zij zullen als verklarende parameter aangewend worden bij de evaluatie.



Figuur 5.1: Schematische weergave Communicatie-indicator waterkwaliteit

5.2 Toetsparameters

5.2.1 Zuurstof

Zuurstof is van levensbelang voor alle dierlijk leven, van kleine planktonbeestjes tot grote vissen. Schort er iets aan het zuurstofgehalte, dan zal het gehele ecosysteem de gevolgen hiervan dragen. Daarom wordt nagegaan welke de zuurstofvereisten zijn voor verschillende onderdelen van het aquatische ecosysteem om zo een ondergrens af te

bakenen. Deze minimumwaarde kan variëren in tijd en ruimte: zo zal bijvoorbeeld het zuurstofcriterium tijdens perioden van vismigratie hoger liggen.

De zuurstofvereisten worden vertaald in drie rekenparameters, welke over het gehele estuarium toegepast kunnen worden dankzij de maandelijkse meetprogramma's, maar ook een 24u op 24u toetsing krijgen dankzij een netwerk van continue meetstations. Ten eerste wordt een **drempelwaarde** van 5 mg/l voorgesteld in het zomerhalfjaar. In het winterhalfjaar wordt deze ondergrens opgetrokken tot 6 mg/l, o.a. als functie van het migreren en paaien van bepaalde vissen. Omdat in een estuarium van nature zuurstofschommelingen kunnen voorkomen, wordt met een 95-percentiel gewerkt. Zuurstofdips kunnen voorkomen in het estuarium zonder schade aan het ecosysteem te berokkenen, mits ze beperkt zijn in grootte en in duur. Hieruit volgen de tweede en derde rekenparameter: de **zuurstofdip** mag nooit zakken onder 2,5 mg/l en de **duur van de dip** moet beperkt blijven tot 48 uur.

5.2.2 Nutriënten

De toetsparameter Nutriënten moet nagaan of de nutriëntvracht die de Schelde passeert, het bereiken van de goede ecologische status niet in de weg staat. Dit geldt zowel voor de goede ecologische status in de Schelde zelf, als in het mondingsgebied. We kunnen de Schelde immers geen positieve evaluatie geven als we weten dat ze een bron van problemen vormt voor de Noordzee.

Naast nutriënten, wordt in deze toetsparameter ook de organische koolstofvracht in rekening gebracht; samen vormen ze de basis van de eutrofiëringsproblematiek. Dit leidde tot de selectie van 10 rekenparameters, die we kunnen indelen in eutrofiëring in het estuarium en eutrofiëring in de kustzone.

Bij eutrofiëring in het estuarium focussen we op drie fenomenen. Ten eerste kan een overmaat aan biologisch afbreekbare koolstofvracht en ammonium leiden tot een te grote zuurstofconsumptie waardoor de criteria voor zuurstof in het gedrang komen. Ten tweede kan een overmaat aan nutriënten in een verkeerde onderlinge verhouding (Silicium speelt hierbij een essentiële rol) leiden tot verschuivingen in de algengemeenschap. Ten derde kunnen bepaalde nutriënten rechtstreeks toxisch zijn. Voor elk van deze drie aspecten zijn de nodige rekenparameters bepaald.

Tot slot wordt ook gekeken naar de effecten op de kustzone, waarbij de focus ligt op verschuivingen in de algengemeenschap.

5.2.3 Algen

Algen, en meer bijzonder kiezelwieren vormen de basis van de voedselketen en zijn dus essentieel voor het estuariene ecosysteem. Maar een teveel aan algen kan leiden tot een problematische zuurstofvraag bij afsterven. Welke concentratie aan algen nu ideaal is, en vanaf welke drempelwaarde er problemen kunnen rijzen, hangt af van tal van factoren. Het is daarom niet mogelijk een ondubbelzinnig criterium uit te werken voor de algenconcentratie. We kunnen vereenvoudigd stellen dat algen geen probleem vormen, zolang ze maar vlot opgegeten worden. Hiertoe wordt de P:B ratio geselecteerd als rekenparameter. Deze ratio geeft de verhouding weer tussen de primaire productie en de biomassa van de algen. Een hoge ratio is ideaal, dit betekent immers dat de algen zeer productief zijn maar toch beperkt zijn in biomassa. Dit kan enkel als de algen vlot opgegeten worden.

In het estuarium kunnen ook een aantal algensoorten de kop opsteken die toxisch zijn. De densiteit aan Phaeocystis en Cyanobacteriën wordt daarom als afzonderlijke rekenparameter geëvalueerd.

5.2.4 Toxische stoffen

De toetsparameters Zuurstof, Nutriënten en Algen hebben een rechtstreekse invloed op het ecosysteemfunctioneren en het ecosysteemfunctioneren heeft op zijn beurt weer een belangrijke invloed op deze parameters. Ingrepen in het estuarium en het estuarien functioneren kunnen een invloed hebben op deze toetsparameters. Voor toxische stoffen is deze wisselwerking veel minder aanwezig. Toxische stoffen kunnen het ecosysteemfunctioneren grondig verstoren, de invloed van estuarien beheer hierbij is beperkt.

De evaluatie van toxische stoffen is een complexe materie, temeer omdat de lijst toxische stoffen continu aan verandering onderhevig is. Er bestaan echter reeds verschillende wettelijke kaders (onder andere de Kaderrichtlijn Water), die bruikbare criteria aanreiken. Binnen deze toetsparameter worden deze dan ook nuttig aangewend, in de volgende drie rekenparameters: **Waterbodemkwaliteit**, **Chemische waterkwaliteit** en M**ilieuverontreinigende stoffen in het voedselweb**.

Voor waterbodemkwaliteit wordt het principe van de TRIADE beoordeling gehanteerd, mits enkele aanpassingen, zodat het toepasbaar is in het gehele estuarium.

Voor de chemische waterkwaliteit werd een set aan relevante toxische stoffen geselecteerd. De evaluatie zelf geschiedt aan de hand van bestaande wettelijke criteria, maar de grote hoeveelheid aan stoffen maakt een trendbepaling en vergelijking met voorgaande jaren of tussen verschillende zones onoverzichtelijk. Voor een snel en alomvattende beeld van de chemische waterkwaliteit wordt daarom het Toxic Unit concept (Toxische eenheden of TU) ingevoerd, wat een maat biedt voor de totale toxische lading aanwezig in het water.

6 Leefomgeving

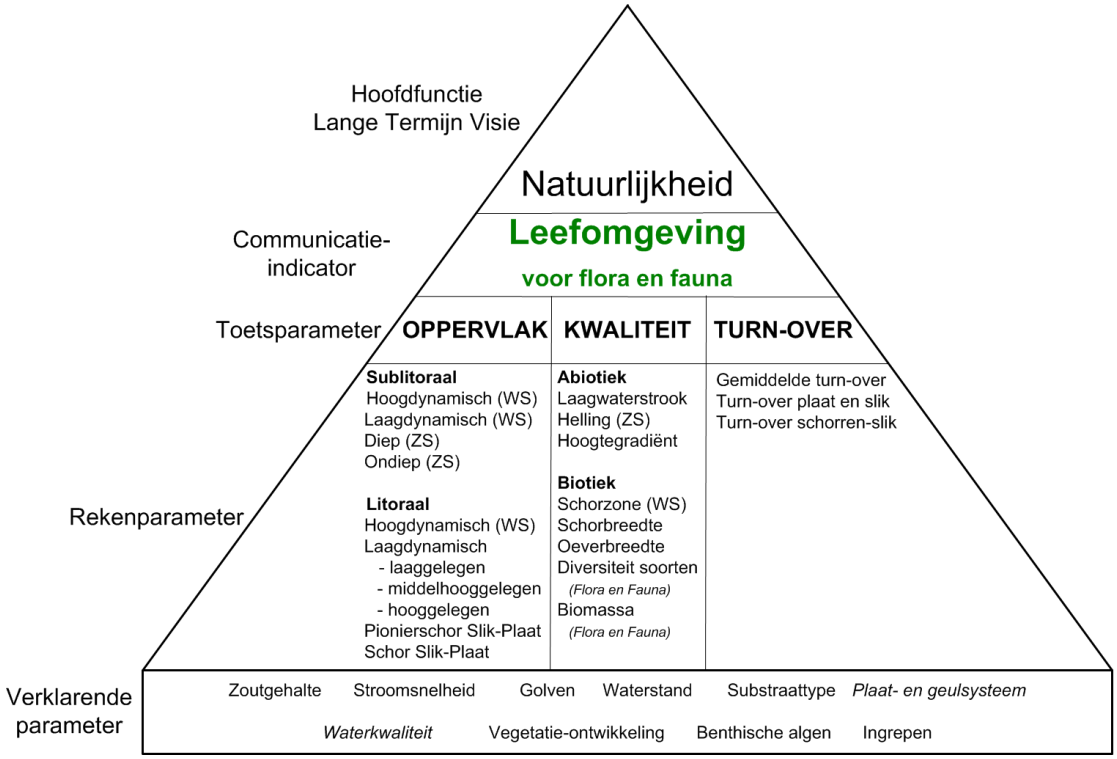
6.1 Inleiding

De indicator *Leefomgeving* dient de evaluatie van de hoofdfunctie Natuurlijkheid van het Schelde-estuarium. In het hoofdstuk Leefomgeving wordt gesproken van habitats omdat het voornamelijk gaat om leefgebied voor flora en fauna. De grenzen tussen de verschillende habitats worden bepaald op basis van saliniteit en door morfologische kenmerken die grotendeels zijn ingegeven door het voorkomen van flora en fauna.

Het Schelde-estuarium is continu onderhevig aan veranderingen en wordt gekenmerkt door een grote variatie aan habitats. Deze variatie wordt veroorzaakt door de zoutgradiënt, hoogtegradiënt en de interne gradiënt van een cyclische variatie in habitats op een locatie. Daarnaast worden veel veranderingen geïnduceerd door menselijk ingrijpen met morfologische veranderingen als gevolg, en die worden op hun beurt weerspiegeld in de aan- of afwezigheid van habitats.

Veel habitats hebben een belangrijke functie in het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. Hogere trofische niveaus, zoals vissen, vogels en zeezoogdieren zijn afhankelijk van deze habitats als rustplaats, paaiplaats of als foerageergebied.

Het uitgangspunt voor de evaluatie van *Leefomgeving, voor flora en fauna* is dat het Schelde-estuarium natuurlijk functioneert, indien het Oppervlak aan verschillende habitats evenwichtig verdeeld is, het aanwezige habitat van voldoende Kwaliteit is (zowel abiotisch als biotisch) en er sprake is van stabiliteit van habitats. Met dit laatste wordt bedoeld dat er op een vaste locatie niet te vaak een overgang van het ene habitat in het andere habitat optreedt (Turn-over). Deze drie aspecten vormen de toetsparameters van de communicatie-indicator *Leefomgeving*.



Figuur 6-1: Weergave indicator Leefomgeving voor flora en fauna.

6.2 Toetsparameters

6.2.1 Oppervlak

Om het ecologisch functioneren te waarborgen is niet alleen het areaal van de belangrijkste habitats van belang maar ook de verhouding waarin ze voorkomen en de verdeling over de ruimte. Zo is bijvoorbeeld hoogdynamisch litoraal habitat voor veel vogelsoorten minder interessant dan laagdynamisch litoraal habitat waar vogels de waterlijn goed kunnen volgen tijdens het foerageren.

Onder de toetsparameter *Oppervlak* zijn de (geaggregeerde) habitats gedefinieerd die de rekenparameters vormen en gezamenlijk een gebiedsdekkend beeld opleveren van het Schelde-estuarium. Te weten het **hoog-** en **laagdynamisch sublitoraal**, het **hoogdynamisch litoraal**, het **laagdynamisch laag-**, **middelhoog-** en **hooggelegen litoraal**, **pionierschor** en **schor**.

Doordat er in de Zeeschelde (nog) geen onderscheid gemaakt wordt naar dynamiek is het voor het sublitoraal in de zoete segmenten (Zeeschelde) besloten om i.p.v. een opdeling naar dynamiek een opdeling naar **diep**- en **ondiep water** te maken. Verder wordt in het litoraal het hoogdynamische litoraal niet onderscheiden en worden de oppervlaktes van het laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal bepaald ongeacht de dynamiek.

6.2.2 Kwaliteit

De kwaliteit van het habitat is van groot belang voor het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. De oppervlaktes kunnen wel aanwezig zijn maar wanneer de kwaliteit onvoldoende is functioneert het systeem niet of onvoldoende. Kortom, zowel de oppervlakte als de kwaliteit van de habitats is belangrijk.

De toetsparameter *Kwaliteit* wordt bepaald door de structuur (abiotische kwaliteit) en de aanwezige flora en fauna (biologische kwaliteit). De structuur wordt bepaald door de aanwezige dynamiek in combinatie met de morfologie van het habitat (**lengte laagwaterlijn** en **helling**), de aanwezigheid van **hoogtegradiënten**, de ruimte voor (**oeverbreedte**) en aanwezigheid van **schorzones**. De biologische kwaliteit wordt bepaald door de **diversiteit** en **biomassa** van de aanwezige flora en fauna voor hogere trofische niveaus.

6.2.3 Turn-over

Habitat Turn-over is de omzettingsdynamiek van het ene habitat naar het andere op een specifieke locatie. In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een zekere mate van habitat turn-over, maar er moet ook sprake zijn van stabiliteit van het habitat op een locatie.

Bij de beoordeling van de toetsparameter Turn-over wordt gekeken naar de **gemiddelde turn-over** in een segment en de **turn-over van platen, slikken en schorren**. Aan de hand hiervan kunnen systematische verandering worden waargenomen. Systematische veranderingen kunnen een lokaal fenomeen zijn, maar kunnen ook gestuurd worden door fysische krachten op de macro- en megaschaal.

7 Flora & Fauna

7.1 Inleiding

De communicatie-indicator Flora & fauna omvat de evaluatie van biodiversiteit in het estuarium. Biodiversiteit is één van de basiskenmerken van elk ecosysteem. Binnen deze communicatie-indicator beperken we ons tot de diversiteit aan soorten. Naast de intrinsieke waarde van diversiteit, is deze zowel direct als indirect van belang voor de mens. Het directe belang als voedsel, materiaal en andere is duidelijk. Het indirecte belang ligt in de rol die biodiversiteit speelt voor het functioneren van ecosystemen. Er is een duidelijk verband tussen biodiversiteit en functie. Met andere woorden, de functionaliteit van een systeem (bv primaire productie, nutriëntcyclering, etc.) is positief gecorreleerd met het aantal soorten. Een evaluatie van de diversiteit is dus nodig. Hoeveel diversiteit nodig is, is moeilijk te kwantificeren. Aangezien al veel diversiteit is verloren gegaan in de Schelde, wordt elke verdere achteruit negatief beoordeeld.

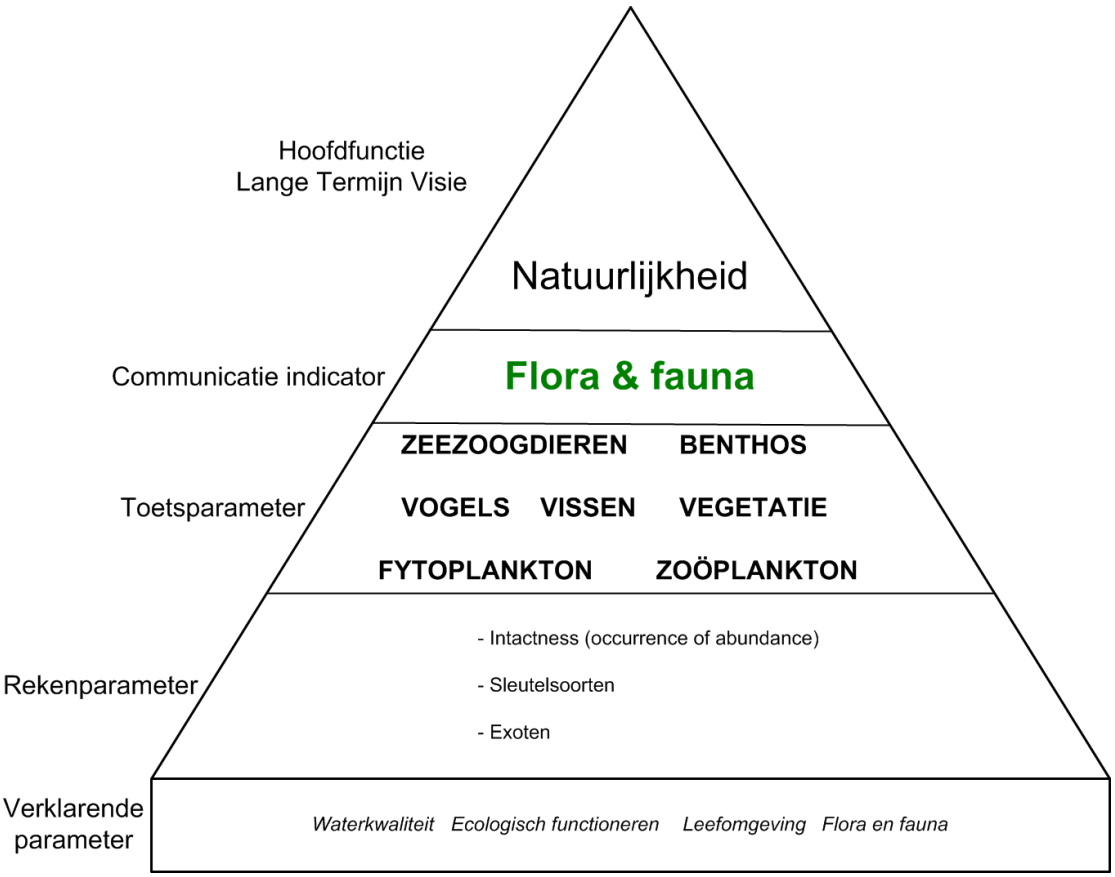
De werkwijze voor Flora en fauna volgt een drieledige aanpak. Ten eerste wordt gekeken naar de diversiteit door middel van **intactness indices**. Een intactness index vergelijkt soorten met een referentiematrix, en is daarmee gevoelig voor verdrukking van oorspronkelijke soorten door exoten, of belangrijke verschuivingen in aantallen. Er wordt immers gekeken hoe goed het aanbod in de Schelde overeenstemt met een referentie. Dit vereist dat voor alle soortgroepen die we evalueren, referentiematrices worden opgesteld: lijsten van soorten die thuis horen in een gezond systeem.

Ten tweede wordt een aantal **sleutelsoorten** geëvalueerd. Immers, sommige soorten vervullen sleutelfuncties binnen het estuarium of genieten een bijzondere bescherming. Voor deze sleutelsoorten wordt daarom ook een kwantitatieve evaluatie uitgevoerd. Voor diverse soorten, onder andere bij trekvogels, is de trend in aantallen sterk afhankelijk van wat zich buiten het estuarium afspeelt. Daarom kunnen de trends geëvalueerd worden in functie van de globale trend van een ruimere populatie.

Ten derde worden de **exoten** extra onder de loep genomen. De komst van een invasieve exoot kan een verwoestend effect hebben voor andere organismen of functies. Daarom worden exoten ook kwantitatief (trend) geëvalueerd.

7.2 Toetsparameters

Een streefdoel binnen deze evaluatiemethodiek is te werken met een zo beperkt mogelijke set aan toetsparameters. Echter, bij Flora en fauna moet de diversiteit van uiteenlopende organismen geëvalueerd worden. Het heeft weinig zin om organismen die te sterk van elkaar verschillen samen in 1 index te stoppen. Daarom zijn binnen Flora & Fauna zeven toetsparameters geselecteerd: Vogels, Zoogdieren, Vissen, Benthos, Zooplankton, Fytoplankton en Vegetatie (Figuur 7.1). Elke toetsparameter zal beoordeeld worden via drie rekenparameters: **intactness**, **sleutelsoorten** en **exoten**.



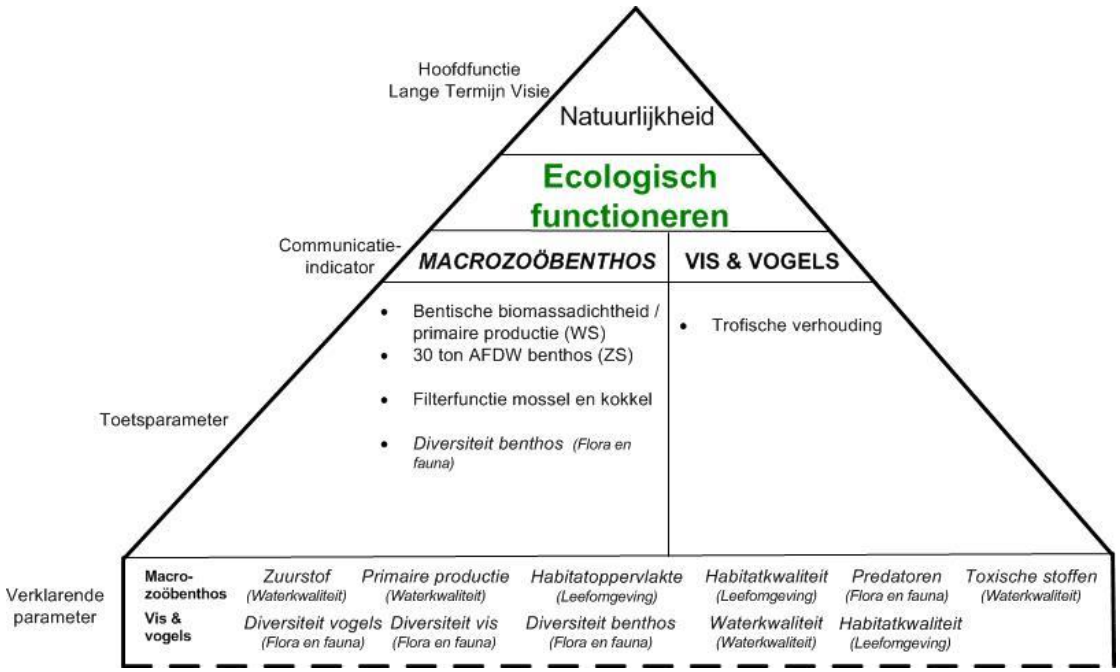
Figuur 7.1: Piramide Flora en fauna

8 Ecologisch Functioneren

8.1 Inleiding

Ecologisch functioneren is een titel die een zeer brede lading dekt, variërend van biochemische aspecten zoals het cycleren van nutriënten tot het voltooien van de levenscyclus van diverse organismen. Al deze aspecten binnen het hoofdstuk Ecologisch Functioneren evalueren is niet mogelijk en ook niet wenselijk. Immers, omdat de evaluatiemethodiek vertrekt vanuit de LTV doelen en zoekt naar toetsparameters vanuit het functioneren van het ecosysteem, zitten vele aspecten van het ecologisch functioneren al verweven in andere piramides. Deze evalueren niet het ecologisch functioneren op zich, maar waken wel over de randvoorwaarden voor een goed functioneren.

Vertrekpunt voor de communicatie-indicator *Ecologisch Functioneren* vormt de doorstroming van energie in de voedselketen: welke parameters zijn geschikt om het functioneren van de voedselketen, namelijk doorgeven van energie vanuit primaire producten naar hogere trofische niveaus, te evalueren? Het succes van de hoogste trofische niveaus wordt echter bepaald door vele factoren, zoals habitatkwaliteit, waterkwaliteit of predatie. Daarom zijn ze minder geschikt om de doorstroming van energie te evalueren. Hier wensen we de ganse keten in beeld te brengen.



Figuur 8.1: Schematische weergave Communicatie-indicator Ecologisch functioneren

Het vastleggen van zonne-energie door pelagische algen en de transfer naar het zoöplankton wordt geëvalueerd in de toetsparameter Algenbloei, omwille van de wisselwerking tussen deze algenbloei en de fysicochemische waterkwaliteit. Benthische algen vinden hun plaats bij Leefomgeving. De doorstroming van de primaire producenten naar het macrozoöbenthos vormt de eerste toetsparameter binnen Ecologisch Functioneren. De verdere doorstroming van energie van de secundaire producenten, zowel benthische als pelagiale, naar hogere trofische niveaus is een zeer complex geheel dat niet te vatten valt met een paar parameters. In deze piramide wordt daarom de totale doorstroming van secundaire producenten naar alle hogere niveaus samen beschouwd. Deze hogere niveaus worden beperkt tot bepaalde vis- en vogelgroepen, uitgewerkt in de toetsparameter Vis en Vogels (Figuur 8.1).

8.2 Toetsparameters

8.2.1 Macrozoöbenthos

Er bestaat een dynamisch evenwicht tussen macrobenthische biomassaproductie (per eenheid van oppervlakte) en systeemgemiddelde primaire productie. Deze verhouding kan zonder probleem op de Westerschelde worden toegepast, met volgende rekenparameter als gevolg: in de Westerschelde moet de macrobenthische biomassadichtheid zich verhouden tot de primaire productiedichtheid. Afwijkingen van deze trend kunnen duiden op problemen. Omwille van het andere karakter, kan dit niet rechtstreeks toegepast worden op de Zeeschelde. De redenering werd wel gebruikt bij de berekening van de benthos vereisten voor de Zeeschelde: hoeveel ton benthos is vereist voor een goede draagkracht voor hogere niveaus. Dit resulteert in een criterium van 30 ton, met extra minimum eisen per zone. Voldoende benthos alleen volstaat niet, ook de nodige diversiteit dient aanwezig te zijn voor een goed ecologisch functioneren. Voor de beoordeling hiervan verwijst deze rekenparameter naar het hoofdstuk Flora & Fauna.

Een belangrijke ecologische functie van benthische organismen, de filterfunctie, krijgt binnen dit hoofdstuk bijzondere aandacht. De filterfunctie zelf evalueren is niet mogelijk, maar om de filterfunctie op zich in stand te houden worden volgende criteria opgesteld: minimaal 1 permanente mosselbank en minimaal 4 miljoen kg versgewicht kokkels in de Westerschelde.

8.2.2 Vis en Vogels

Waar de doorstroming van energie van het primaire naar het secundaire niveau nog relatief eenvoudig geschat kan worden, is de bepaling van de doorstroming naar hogere niveaus een stuk gecompliceerder. Voor vis en vogels is het estuarium veeleer een open systeem. Op systeemschaal beschouwd kan de verhouding tussen secundaire productie en hoger trofisch functioneren ingeschat worden aan de hand van ecologische relaties. Die geven aan dat predator-prooi relaties neerkomen op een doorstroming van grofweg 10% van de energie naar het volgende niveau. Echter, tussen gemeenschappen treedt op dit verband ruis op: een vissoort kan benthos eten maar ook andere vissen als prooi bejagen, of een ander menu hebben als juveniel dan als adult. Benthos stroomt door naar waadvogels, maar tevens naar vis en ook naar krabben. Het voorgestelde verband moet ruim genoeg zijn om het hoofdaandeel van de uitgewisselde energie te omvatten. Als maat voor energie worden biomassa’s bepaald. Ook dit vergroot de ruis. Daarom wordt het criterium met een ruime bandbreedte voorgesteld: minder dan 1% betekent onvoldoende doorstroming, meer dan 25% duidt op gevaar voor overpredatie. Beide gevallen krijgen een negatieve beoordeling. Door de ruime bandbreedte vormt deze toetsparameter geen hard criterium bij de evaluatie, maar heeft het eerder een indicatieve functie. Als bijkomend criterium geldt wel dat de verhouding tussen de trofische niveaus niet mag afnemen.

Deze trofische verhouding geeft het totaal plaatje. De biomassa en trend in biomassa per groep (primaire consumenten macrozoöbenthos, hyperbenthos, zooplankton en secundaire consumenten vissen, vogels en krabben) levert evenzeer waardevolle informatie voor het ecologisch functioneren. Veranderende verhoudingen tussen de consument groepen onderling, kunnen wijzen op een veranderend ecologisch functioneren. Ze vormen daarom belangrijke verklarende parameters bij dit hoofdstuk.

Inleiding

Meten is weten. Deze gevleugelde woorden zijn de drijfveer achter het Geïntegreerde Monitoringsprogramma voor het Schelde-estuarium (MONEOS, Meire en Maris, 2008). Vanuit een reeks wettelijke kaders en beleidsvragen werd een geïntegreerd meetprogramma opgesteld. De juiste parameters worden op de juiste plaats met de juiste frequentie gemeten. Maar de metingen op zich geven geen rechtstreeks antwoord op de beleidsvragen. Voordat we echt iets weten, moet die schat aan informatie op een degelijke manier verwerkt en geëvalueerd worden. Meten is weten vereist dus naast een goed monitoringsprogramma (= meten) ook een goede evaluatiemethodiek (= weten). Het doel van deze evaluatiemethodiek is daarom: aangeven hoe we vanuit de diversiteit aan meetresultaten een helder antwoord kunnen formuleren voor het beleid.

Het Schelde-estuarium is een zeer complex systeem waar mensen wonen, werken en unieke natuurgebieden liggen (Ontwikkelingsschets 2010). Het Schelde-estuarium is continu aan verandering onderhevig. De invloed van natuurlijke factoren dan wel van menselijk ingrijpen zijn moeilijk van elkaar te onderscheiden. Toch wensen we de mechanismen achter deze veranderingen duidelijk te ontrafelen: we moeten immers kunnen evalueren wat de impact is van het gevoerde beleid. Dit is essentieel om het Schelde-estuarium naar de toekomst toe op een verantwoorde manier te beheren.

De uitdagingen voor het Schelde-estuarium zijn groot. Enerzijds zijn er belangrijke autonome ontwikkelingen zoals de klimaatsverandering en de stijging van de zeespiegel, welke een grote invloed zullen hebben het ecosysteemfunctioneren in het estuarium. Anderzijds zijn er grote infrastructuurwerken gepland om het estuarium beter toegankelijk te maken, te behoeden voor overstromingen of om de natuurlijkheid te vergroten. Ook in het bekken worden belangrijke maatregelen getroffen waaronder waterzuivering, erosiebestrijding, en waterretentie. De effecten van dit alles in kaart brengen en evalueren aan de hand van de verschillende beleidsdoelstellingen is een noodzaak.

De uitgangspunten van de methodiek zijn de beleidsdoelstellingen uit de lange termijnvisie en het goed functioneren van het ecosysteem. Er wordt dus niet vertrokken vanuit een historische of ongerepte referentie. De evaluatie mag echter geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand nastreven, wel een systeem dat goed functioneert in het licht van de langetermijnvisie (LTV 2030, 2000). Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. Het monitoringsprogramma moet samen met de evaluatiemethodiek de mogelijkheid bieden diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer.

1 Achtergrond en kader

Het Schelde-estuarium is met een totale oppervlakte van ca. 33.000 ha een van de grootste estuaria van Europa. Met een lengte van 160 km en een volledige gradiënt van zoet over brak naar zout is het een natuurgebied dat internationale erkenning en bescherming geniet. Het vormt tevens de toegang tot verschillende belangrijke havens en een bron van diverse andere economische activiteiten zoals visserij, zandwinning (hoewel in steeds mindere mate) en toerisme. Het estuarium moet enerzijds water vanuit het bekken afvoeren en anderzijds water kunnen bufferen tijdens stormen vanuit zee. Er kunnen daarom vanuit verschillende invalshoeken doelstellingen geformuleerd worden voor het estuarium, doelstellingen die soms tegenstrijdige belangen behartigen. Het grensoverschrijdende karakter van het estuarium maakt het geheel niet eenvoudiger. Groeiende inzichten in de complexiteit van het estuarium en de onderlinge beïnvloeding

van verschillende maatregelen hebben Nederland en Vlaanderen aangezet tot een meer integrale aanpak: de langetermijnvisie (LTV 2030).

1.1 Langetermijnvisie

In 1999 besloten Nederland en Vlaanderen een gezamenlijke langetermijnvisie (LTV 2030) voor het Schelde-estuarium op te stellen rond de functies *Veiligheid tegen overstromen*, *Toegankelijkheid van de havens* en *Natuurlijkheid van het systeem*. Het uitgangspunt hierbij was: "*Het ontwikkelen van een gezond en multifunctioneel watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften*". De Technische Schelde Commissie (TSC) nam de leiding voor het opstellen van deze integrale visie en in januari 2001 is het resultaat aan de bevoegde bewindslieden aangeboden.

De LTV streeft tegen 2030 de volgende fysieke systeemkenmerken na (LTV 2030, 2000):

"...een open en natuurlijk mondingsgebied, een systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden in de Westerschelde en een riviersysteem met meanderend karakter in de Zeeschelde. Daarnaast treft men een grote diversiteit aan van schorren, slikken en platen in zout, brak en zoet gebied, gecombineerd met natuurvriendelijke oevers."

De langetermijnvisie kon samengevat worden in een streefbeeld voor het jaar 2030 bestaande uit 5 kenmerken:

1. De instandhouding van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium is het uitgangspunt van beheer en beleid.
2. Maximale veiligheid is een belangrijke bestaansvoorwaarde voor beide landen.
3. Als trekpaard voor de welvaart zijn de Scheldehavens optimaal toegankelijk.
4. Het estuarien ecosysteem is gezond en dynamisch.
5. Nederland en Vlaanderen werken bestuurlijk-politiek en operationeel samen.

Na de LTV2030 (2000) volgden de memoranda van Kallo (2001) en Vlissingen (2002), waarin de verantwoordelijke Vlaamse en Nederlandse bewindslieden de langetermijnvisie en het daarin gepresenteerde streefbeeld voor 2030 als het gezamenlijke kader voor verdere samenwerking onderschreven. In 2002 werd gestart met het opstellen van een Ontwikkelingsschets2010 (OS2010, 2005) voor het Schelde-estuarium.

1.2 Ontwikkelingsschets 2010

De Ontwikkelingsschets 2010 (OS2010) moest de projecten en maatregelen definiëren die in een eerste fase, ten laatste in 2010, moesten aangevat worden om het streefbeeld van de LTV in 2030 te verwezenlijken. Een speciale projectorganisatie, ProSes, werd opgericht om deze ontwikkelingsschets in goed overleg met alle belanghebbenden en onder leiding van de TSC op te stellen. In december 2004 kon de ambtelijke versie, na intensief overleg met belanghebbenden en een openbaar onderzoek waarin het publiek zijn mening over de schets kon geven, aan de bewindslieden worden voorgelegd. In maart 2005 werd besloten tot de uitvoering van de volledige OS2010. De uitvoering van de OS2010-voorstellen is vastgelegd in het "Verdrag betreffende de uitvoering van de OS2010 Schelde-estuarium" (Scheldeverdrag, 2005) en in het "Verdrag inzake de samenwerking op het gebied van het beleid en beheer in het Schelde-estuarium" (het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer).

De voornaamste projecten uit de OS2010 zijn:

- Veiligheid: De uitvoering van het geactualiseerde Sigmaplan in Vlaanderen
- Toegankelijkheid: De verruiming van de vaargeul naar de haven in Antwerpen naar 13,10 m getijongebonden vaart

- Natuurlijkheid: De aanleg van 600 ha estuariene natuur langs de Westerschelde in Nederland en 1100 ha estuariene natuur en wetland langs de Zeeschelde in Vlaanderen

1.3 MONEOS: Geïntegreerde Monitoring van het Schelde-estuarium

In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer werd besloten om te komen tot één gezamenlijke integrale monitoring waaronder alle monitorverplichtingen uit Europese, bilaterale en nationale verplichtingen vallen (MONEOS). Een overzicht van de monitorverplichtingen is gegeven in Wijsman et al. (2007) en Leloup et al. (2007). Door Donkers et al. (2007) werd een monitoring programma uitgewerkt om de effecten van de maatregelen voor Toegankelijkheid op het systeem op te volgen. Die visie, samen met de andere lopende monitoringprojecten, is vervolgens door Meire en Maris (2008) gecompileerd in één geïntegreerd monitoring programma. Hierbij werd gekozen voor een systeemmonitoring waarbinnen project- en onderzoeksmonitoring genest kan worden. Dit is nodig met het oog op het verwerven van inzichten in de redenen/oorzaken van bepaalde trends of veranderingen en het afstemmen van het beheer op deze inzichten. Dit is ook nodig om het modelinstrumentarium nodig voor de onderbouwing van het beheer verder te kunnen uitbouwen en optimaliseren.

Het monitoringprogramma werd onderverdeeld in zes grote hoofdstukken: hydrodynamiek, morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologische functioneren en diversiteit soorten. Deze opdeling is vooral pragmatisch, immers de verschillende onderdelen zijn sterk aan elkaar gekoppeld en kunnen bijgevolg niet los van elkaar gezien worden.

1.4 Evaluatiemethodiek

1.4.1 Rapport fase 1

In 2010 werd een eerste versie van een evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium opgeleverd (fase 1) door een consortium van NIOZ, INBO, Deltares, Universiteit Antwerpen en VLIZ. Dit Fase 1 rapport volgde de lijn van de systeembenadering met dezelfde thematische indeling als het MONEOS rapport: Hydrodynamiek, Morfodynamiek, Diversiteit Habitats, Fysico-Chemie, Ecologisch Functioneren en Diversiteit Soorten, waarbij de twee laatste thema's gebundeld werden in één hoofdstuk. Door vanuit afzonderlijke thema's te werken aan een evaluatiemethodiek, miste de Fase 1 rapportage de nodige samenhang. De thema's bevatten op zich ook geen doelstelling, wat het opstellen van evaluatiecriteria minder overzichtelijk maakte.

1.4.2 Rapport fase 2

Eind 2011 werd de Evaluatiemethodiek Rapport fase 2 opgeleverd door Deltares en de Universiteit Antwerpen. Deze vernieuwde methodiek komt tegemoet aan de knelpunten uit fase 1. Als uitgangpunt voor de evaluatiemethodiek werd teruggegrepen naar de hoofdfuncties van de langetermijnvisie. De pijlers Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid vormden nu de basis voor het evalueren van het Schelde-estuarium. Voor deze drie pijlers zijn in de langetermijnvisie doelstellingen geformuleerd. Deze werden nu doorvertaald naar concrete, toetsbare parameters. Dit vereiste dat alle doelstellingen eerst duidelijk werden uitgekristalliseerd. Dit vormde de cruciale eerste stap in het denkproces. Vervolgens is de methodiek uitgewerkt om welomschreven doelen te evalueren. Deze methodiek kreeg groen licht voor een eerste toepassing in 2012-2013 in de T2009 rapportage.

1.4.3 T2009 rapportage

De eerste test van de Evaluatiemethodiek fase 2 was de analyse voor de T2009 (Depreiter et al., 2013). Dit T2009 rapport geeft een beschrijving van de toestand van het estuarium anno 2009 vóór uitvoering van de OS2010-projecten, inclusief de trends die aan 2009 voorafgingen. Het T2009 rapport dient als referentiepunt voor de toekomstige T2015 evaluatie. Voor zover de databeschikbaarheid toeliet is de evaluatiemethodiek fase 2 toegepast in de T2009.

Aanvullend op het T2009 rapport werd tegelijkertijd ook een evaluatie gemaakt van de evaluatiemethodiek zelf. De nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek (Maris et al., 2013) geeft een overzicht van de leemten of knelpunten die bij de T2009 aan het licht kwamen.

1.4.4 Update Evaluatiemethodiek

Op basis van de Evaluatie van de Evaluatiemethodiek, bijkomende opmerkingen van onder andere de Commissie Monitoring Westerschelde en nieuwe inzichten, werd in 2014 een update gemaakt van de Evaluatiemethodiek. Het resultaat is de nu voorliggende Update Evaluatiemethodiek, of kortweg Evaluatiemethodiek.

2 Gehanteerde werkwijze evaluatiemethodiek

2.1 Doelstellingen van de Evaluatiemethodiek

Uitgaande van de hoofdfuncties van de langetermijnvisie, het ecosysteemfunctioneren en rekening houdend met de bevindingen uit de evaluatie van voorgaande versies van de evaluatiemethodiek werd een nieuwe versie uitgewerkt. De doelstelling van de evaluatiemethodiek is: beoordelen of de toestand van de hoofdfuncties voldoet aan de gestelde eisen. Hierbij dient de nodige verklaring gegeven te worden: welke trends zijn er en waardoor wordt een eventuele onvoldoende beoordeling veroorzaakt? Om dit af te leiden is een systeembenadering nodig. Ook de invloed van ingrepen wordt hierbij onder de loep genomen, dit met het oog op het, zo nodig, bijstellen van het beleid en beheer van het estuarium.

Voor een goede, doelgerichte evaluatiemethodiek is het volgende van belang:

- **De hoofdfuncties van de langetermijnvisie staan centraal**.
- **Eenduidige kleine set aan indicatoren**. Een transparante evaluatie heeft nood aan een beperkte set, die aansluit bij de beleidsdoelen van de LTV2030.
- **Toestandsbepaling + trendontwikkeling**. Doelstelling is om de toestand van het estuarium ondubbelzinnig te evalueren op basis van kwantitatieve criteria. Dit is echter niet altijd mogelijk door leemten in de wetenschappelijke kennis of het ontbreken van een duidelijk referentiekader. In zulke gevallen zal daarom de trend geëvalueerd worden, in plaats van de toestand.
- **Systeembeschrijving**. Om oorzaak-gevolg relaties bloot te leggen, volstaan trends en toestandsbeschrijvingen niet. De evaluatie moet het functioneren van het systeem nagaan.
- **Effecten van de huidige maatregelen op het systeem nagaan**. Vanuit het systeemfunctioneren moeten de effecten van de huidige maatregelen blootgelegd worden.
- **Een getrapte aanpak**. Een complex systeem als het Schelde-estuarium vraagt om een rangschikking van globale ‘communicatie-indicatoren’ naar systeem verklarende parameters zodat alle aspecten een duidelijke plek krijgen in de evaluatie.
- **Alle niveaus moeten worden doorlopen**. Enkel wanneer alle onderdelen worden doorlopen is het mogelijk een gewogen evaluatie van het Schelde-estuarium te maken.

2.2 Wettelijke kaders

Zoals eerder toegelicht, vormen de doelstellingen uit de LTV2030 het uitgangspunt van deze methodiek. Naast dit Vlaams-Nederlandse kader spelen ook op Europees en internationaal niveau een aantal juridische en beleidsmatige randvoorwaarden, die aanleiding gaven tot monitoringsprogramma’s met bijhorende evaluatie (onder andere voor Kaderrichtlijn Water (en richtlijn prioritaire stoffen), Natura2000, OSPAR, Hoogwaterrichtlijn, Richtlijn Schelpdierwater, Floods directive, Marine Strategy Framework, EU Sustainable Development Strategy, Gemeenschappelijk Visserijbeleid). Ook op nationaal en regionaal niveau is heel wat wetgeving en beleid op het Schelde-estuarium van toepassing (zie hiervoor Arcadis 2007).

De opstelsom van al deze kaders biedt echter geen evaluatie van het Schelde-systeem als geheel. Omdat die kaders vertrekken vanuit verschillende doelstellingen of opgesteld zijn door verschillende instanties, is de beoordeling ook niet steeds eenduidig. Bovendien dekken de bestaande kaders niet alle aspecten die essentieel zijn voor het goed

functioneren van het Schelde ecosysteem. Daarom ontstond de noodzaak voor deze Evaluatiemethodiek, als beleidsondersteunende tool. De methodiek vormt echter geen vervanging van de huidige wettelijke kaders. Ze ontleent wel, indien mogelijk, criteria aan deze kaders. De Evaluatiemethodiek maakt bovendien gebruik van de data uit bestaande monitoringsprogramma's (veelal opgestart in functie van bestaande kaders) die binnen MONEOS werden geharmoniseerd.

2.3 Methodiek

De evaluatiemethodiek gaat uit van een getrapte aanpak. Hierbij staan de hoofdfuncties van de langetermijnvisie centraal (Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid). De evaluatiemethodiek beperkt zich tot deze drie functies. Andere nevenfuncties zoals recreatie, zijn niet opgenomen.

Per hoofdfunctie zijn de belangrijkste aspecten met betrekking tot het functioneren van het systeem in de vorm van ***Communicatie-indicatoren*** weergegeven. De Communicatie-indicatoren hebben een duidelijke eenvoudige benaming. Ze moeten immers toelaten om in begrijpbare termen de evoluties in het Schelde-estuarium over te brengen bij een breder publiek.

Niveau 1) Met behulp van ***toetsparameters*** wordt de communicatie-indicator getoetst. Elke toetsparameter vormt een essentiële graadmeter voor de kwaliteit van de betrokken communicatie-indicator. Ze bepalen of het goed dan wel slecht gaat. De toetsparameters zijn heldere, eenvoudige begrippen en vormen een beperkte, maar volledige set parameters aan de hand waarvan ondubbelzinnig de toestand of de trend van de Communicatie-indicator geëvalueerd wordt.

Niveau 2) De toetsparameters zijn opgebouwd uit één of meerdere ***rekenparameters***. Voor elk van de rekenparameters is een criterium afgeleid. Dit criterium is waar mogelijk een kwantitatieve waarde, zo niet de evaluatie van een trend. Rekenparameters kunnen rechtsreeks gemeten waarden of berekende waarden zijn. De term parameter kan dus strikt genomen niet steeds gebruikt worden. Omwille van de eenvoud wordt in de terminologie echter geen onderscheid gemaakt tussen gemeten en berekende waarden. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkeling van een toetsparameter gunstig of ongunstig is voor het functioneren van het systeem.

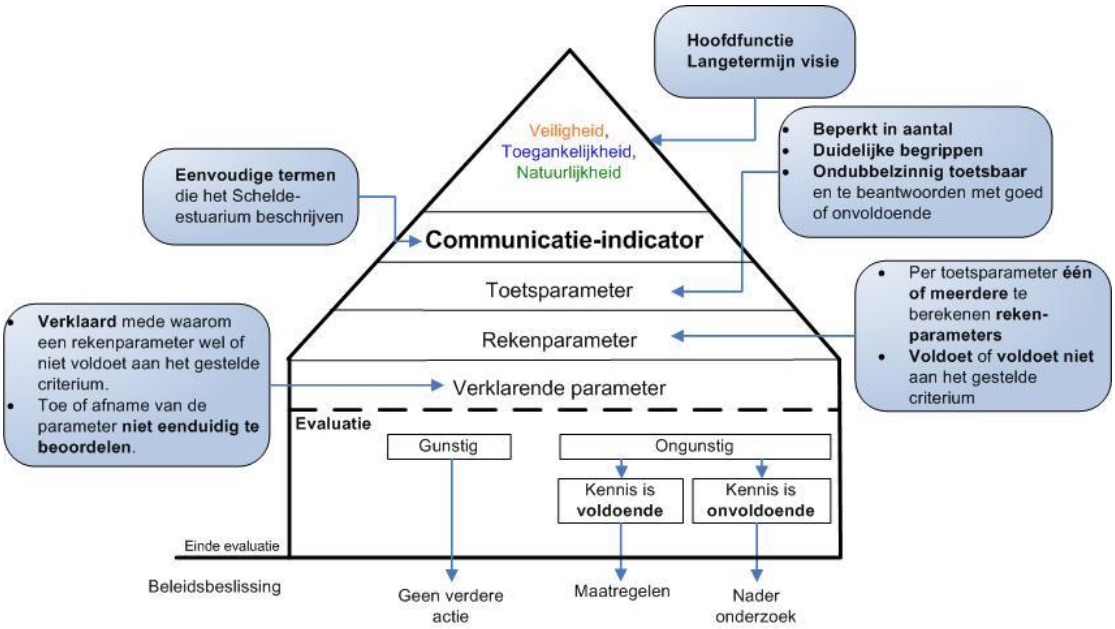
Niveau 3) Tot slot wordt er per Communicatie-indicator een set ***verklarende parameters*** gegeven. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn niet onafhankelijk te beoordelen. Ze worden wel altijd meegenomen in de evaluatie, ook al krijgen de bijhorende toetsparameters een positieve beoordeling. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een welbepaalde toetsparameter. Zo verbreedt de piramide van een duidelijke doelstelling aan de top naar een brede basis die gestoeld is op het ecosysteemfunctioneren.

Dit geheel van communicatie-indicatoren, toetsparameters, rekenparameters en verklarende parameters resulteert in een getrapte aanpak die visueel weergegeven is doormiddel van een piramide (Figuur 2-1). De top wordt gevormd door de communicatie-indicator waarna elke set parameters op een lager niveau is weergeven. Er wordt ook wel gesproken van de 'Piramide-aanpak'.

Deze piramide aanpak stelt ons in staat om:

- Toe te werken naar een kleine set indicatoren waarmee een kwantitatief onderbouwde beoordeling van de ontwikkeling van het Schelde-estuarium gemaakt kan worden, zonder de samenhang tussen de verschillende elementen van het Schelde-estuarium uit het oog te verliezen.

- Deze beoordeling uit te voeren zonder de specifieke systeemkenmerken van de verschillende onderdelen van het Schelde-estuarium uit het oog te verliezen.



Figuur 2-1: Schematische weergave 'piramide-aanpak'

Bij het uitvoeren van een evaluatie van het Schelde-estuarium moeten altijd alle niveaus van de evaluatiemethodiek worden doorlopen. Pas daarna kan een juiste beoordeling plaatsvinden. Wanneer een van de ***toetsparameters*** een negatieve evaluatie krijgt, wordt de status van de bovenliggende ***communicatie-indicator*** als onvoldoende beoordeeld, en wordt de hoofdfunctie uit de langetermijnvisie onvoldoende bereikt. Via de ***verklarende parameters*** wordt gezocht naar oorzaken. Deze evaluatie, inclusief interpretatie, staat ten dienste van het beleid om gepaste maatregelen uit te werken. Het formuleren van maatregelen zelf vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek.

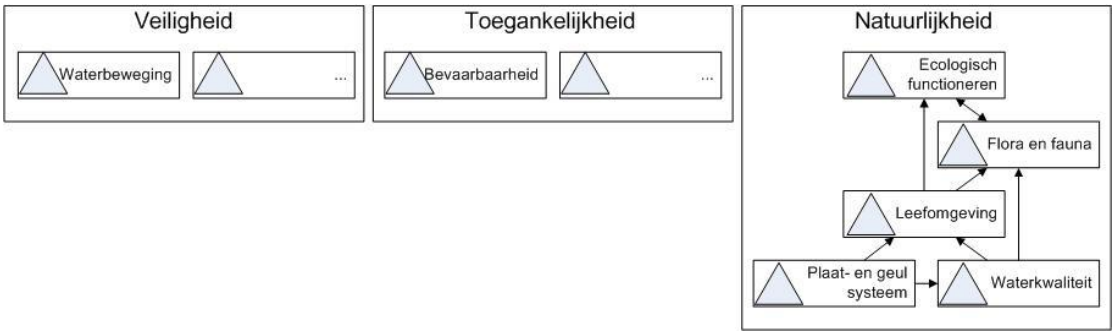
2.3.1 Communicatie-indicatoren

Voor elke van de drie hoofdfuncties zijn communicatie-indicatoren opgesteld (zie Figuur 2-2). Het toetsen van de Veiligheid en Toegankelijkheid van het Schelde-estuarium vormt geen doel van deze evaluatiemethodiek. Daarvoor bestaan reeds andere kaders. De evaluatiemethodiek bevat enkel een evaluatie van de systeemkenmerken die van invloed kunnen zijn op de veiligheid en toegankelijkheid.

Voor de functie Veiligheid is één communicatie-indicator (piramide) opgesteld, ***Dynamiek waterbeweging***. Deze communicatie-indicator weerspiegelt die aspecten van het systeem die van invloed kunnen zijn op de veiligheid. Aspecten zoals de stevigheid van dijken en andere infrastructuur of evaluatie van potentiële overstromingsschade vallen hier niet onder. De methodiek laat het echter wel toe om deze aspecten later als bijkomende communicatie-indicatoren toe te voegen onder de functie veiligheid.

Voor de functie Toegankelijkheid is één communicatie-indicator (piramide) opgesteld, ***Bevaarbaarheid***. Deze communicatie-indicator weerspiegelt die aspecten van het systeem die van invloed kunnen zijn op de toegankelijkheid. Aspecten zoals veranderingen in scheepstypes vallen hier niet onder. Vanuit het systeem functioneren worden ontwikkelingen in de bevaarbaarheid geëvalueerd die bepalend kunnen zijn voor de Schelde als belangrijke waterweg (zowel Westerschelde voor zeeschepen als Zeeschelde voor de binnenvaart) en de toegankelijkheid van de Schelde-havens.

Voor de functie Natuurlijkheid zijn vier communicatie-indicatoren opgesteld: ***Waterkwaliteit***, ***Leefomgeving***, ***Flora & Fauna*** en ***Ecologisch Functioneren***. Wanneer deze vier communicatie-indicatoren positief beoordeeld worden, functioneert het Schelde-estuarium fysisch en ecologisch gezien goed en krijgt natuurlijkheid een goede evaluatie. Aan dit schema werd nog een vijfde communicatie-indicator toegevoegd, met enkel een verklarende functie en zonder beoordeling: **Plaat- en geulsysteem**. Deze communicatie-indicator bevat verschillende verklarende parameters rond het thema plaat- en geulsysteem, die een rol kunnen spelen bij de interpretatie van trends binnen Natuurlijkheid.



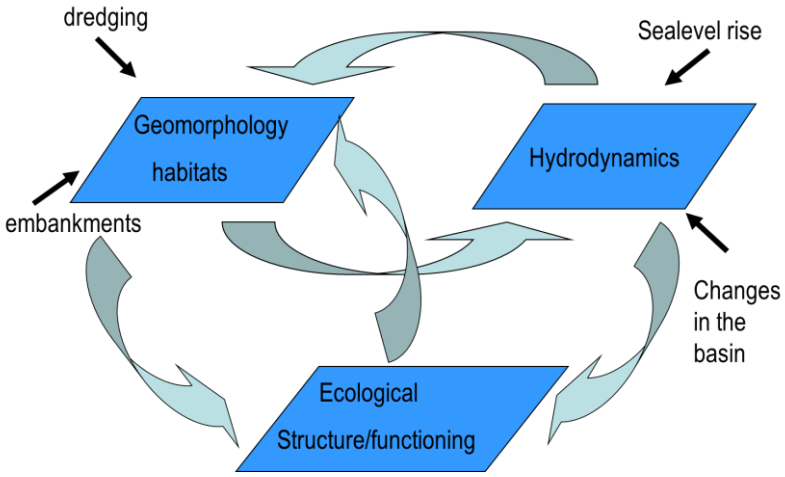
Figuur 2-2: Schematische weergave van de communicatie-indicatoren (piramides) per hoofdfunctie van de langetermijnvisie.

De zeven communicatie-indicatoren (Waterbeweging, Bevaarbaarheid, Plaat- en geulsysteem, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Flora en fauna en Ecologisch functioneren) vormen de hoofdindeling van de evaluatiemethodiek.

2.4 Evaluatie- en Analyserapport

De verschillende hoofdstukken van de evaluatiemethodiek zijn als op zichzelf staande teksten geschreven. Toch wordt de onderlinge samenhang niet uit het oog verloren. Het estuarium laat zich niet in hokjes opdelen, en de wederzijdse beïnvloeding van de diverse piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie.

Figuur 2-3 illustreert de verwevenheid van geomorfologie, hydrodynamiek en ecologische structuren binnen een estuarium, met hierbij een aantal belangrijke factoren die inwerken op dit geheel. Baggerwerken hebben bijvoorbeeld een rechtstreekse invloed op de geomorfologie, en vandaar uit een invloed op de hydrodynamiek. Veranderende morfo- en hydrodynamiek beïnvloeden de ecologische structuren.



Figuur 2-3: Verwevenheid van de geomorfologie, hydrodynamiek en het ecologisch functioneren binnen een estuarium

De functies Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid worden allen bepaald door de hydro- en morfodynamiek maar hebben mogelijk verschillende belangen. Wat goed is voor toegankelijkheid, kan nadelig zijn voor veiligheid en/of natuurlijkheid en vice versa. Die onderlinge samenhang tussen de verschillende piramides uit zich in overlap van de toets-, reken en verklarende parameters. Toetsparameters uit de ene piramide, kunnen een verklarende of rekenparameter zijn in een andere. Verschillende verklarende parameters kunnen ook van invloed zijn in meer dan 1 piramide. Zo zit impliciet de verwevenheid van het estuariene systeem ook ingebouwd in de methodiek. Tabel 2.1 lijst alle parameters op, met aanduiding waar ze mogelijk van toepassing kunnen zijn, en op welk ruimtelijk schaalniveau (zie 2.5 Ruimtelijke indeling) de parameter moet bepaald worden. Het spreekt immers voor zich dat parameters die meermaals voorkomen, slechts eenmalig beschreven staan in de methodiek, en bij een evaluatie ook slechts eenmalig bepaald zullen worden. Bij de evaluatie van een piramide zullen dan uit de totale set aan parameters enkel deze verklarende parameters aangewend worden, die ook effectief een verklaring bieden, of die een trend vertonen die binnen een bepaalde piramide de nodige aandacht verdient.

Om de evaluatie overzichtelijk te houden, wordt de rapportage van de evaluatie opgesplitst in twee deelrapporten: een Evaluatierapport en een Analyserapport.

Tabel 2.1: Overzicht van alle indicatoren en parameters binnen deze Evaluatiemethodiek. De cijfers in de kolommen met de verschillende hoofdstukken duiden aan op welk schaalniveau de betreffende parameter vereist is. In de kolom toepassing worden de volgende afkortingen gebruikt: VP = verklarende parameter, RP = rekenparameter, TP = toetsparameter, CI = communicatie-indicator, info = data is vereist voor berekening

parameters / grootheden	**toe-pas-sing**	**1: Waterbeweging**	**2: Bevaarbaarheid**	**3: Plaat- & Geulsysteem**	**4: Waterkwaliteit**	**5: Leefomgeving**	**6: Flora & Fauna**	**7: Ecologisch Functioneren**
% bedekking door vegetatie	VP					4		
(benthivore+omnivore) vogels	VP							3
aantal bochten Zeeschelde	VP			2				
aard werkzaamheden Ingrepen	VP					4		
bathymetrie	VP	1	1	1-4				
biomassa hyperbenthos	VP							3
biomassa hyperbenthos	info							3
biomassa Krabben	VP							3
biomassa Krabben	info							3
Biomassa verhouding	TP							2-3
biomassa Vissen	info							3
biomassa Vissen	VP							3
biomassa Vogels	info							3
bodemruwheid	VP	1	1	1				
bodemvormen	VP	1	1	1				
chloride/saliniteit/conductiviteit	VP				2-4	3		
chlorofyl a	VP				3	4	3	
chlorofyl a	info				4			
copepoda	VP				3			

cumulatieve distributie significante golfhoogte	RP	1						
cyanobacteriën	RP						3	
cyanobacteriën	VP						3	3
diversiteit (intactness) macrobenthos	RP					4		
diversiteit (intactness) vegetatie	RP					4		
doorstroomoppervlak	VP			4				
e. affinis	info							3
e. affinis	VP							3
ecologisch functioneren	CI							2,3
ecologisch functioneren	VP						3	
eerste maal 12°C temperatuur	VP						3	3
einde werkzaamheden Ingrepen	VP					4		
erosie-/sedimentatiekaarten	VP			1				
exoten Benthos	VP				3		3	3
exoten Fytoplankton	VP				3		3	
exoten Vegetatie	TP						3	
exoten Vissen	VP						3	
exoten Vogels	TP						4	
flora & fauna	CI						2-3	
flora & fauna	VP						3	3
gemiddelde breedte t.o.v. gemiddeld zeeniveau	VP			4				
gemiddelde turnover	RP					4		
gemiddelde waterdiepte ebgeul	VP			4				
gemiddelde waterdiepte t.o.v. gemiddeld zeeniveau	VP			4				
gemiddelde waterdiepte t.o.v. NAP -5 m	VP			4				
gemiddelde waterdiepte vloedgeul	VP			4				
geometrie	VP	1	1					
getijslag	VP	1	1	1				
getijvolume	VP			4				
getijweglengte	VP			4				
golven	VP					4		
gelling (ZS)	RP					4		
hoogtegradiënt	RP					4		
hypsometrische curve	VP			4				
intactness benthos	TP						3	
intactness fytoplankton	TP						3	
intactness vegetatie	TP						3	
intactness vissen	TP						3	
intactness vogels	TP						3	
jaargemiddeld hoogwater	RP	1	1					
jaargemiddeld hoogwater	VP	1	1	1				
jaargemiddeld laagwater	VP	1	1	1				
jaargemiddeld laagwater	RP		1					
jaargemiddelde significante golfhoogte	RP	1						
jaarlijks 99-percentiel hoogwaters	RP	1						
jaarlijks 99-percentiel hoogwaters	VP	1						
kantelindex	VP			4				
kokkels	RP							2

kokkels	info							3
korrelgrootte	VP	1	1	1				
kronkelfactor	VP			2				
kwaliteit	TP					4		
laagwaterstrook, grenzend aan laagdynamisch	RP					4		
lengte talweg Zeeschelde	VP			4				
lengte vallei Zeeschelde	VP			4				
lichtextinctie	VP						3	
locatie Ingrepen	VP					4		
macrobenthos biomassa	VP							2-3
macrobenthos biomassa	info							3
macrobenthos biomassa	RP					4		
meteorologie	VP	1	1					
min/max temp	VP				3			
morfologische dynamiek	VP		1					
mossels	RP							2
MZB Westerschelde benthos	RP							2
MZB Zeeschelde benthos	RP							2-3
neerslag	VP	1	1					
NOD / BOD-C / TDIN / Fosfaat / Dsi / ICEP / TDIN Flux / Nitriet / Ammoniak	TP				1-4			
NOD / BOD-C / TDIN / Fosfaat / Dsi / ICEP / TDIN Flux / Nitriet / Ammoniak	VP						3	3
oeverbreedte schor	RP					4		
onderhoudsbaggervolume	RP		1					
oppervlak	TP					4		
oppervlak litoraal pionierschor plaat	RP					4		
oppervlak litoraal pionierschor slik	RP					4		
oppervlak litoraal schor plaat	RP					4		
oppervlak litoraal schor slik	RP					4		
oppervlak litoraal-hoogdynamisch (WS)	RP					4		
oppervlak litoraal-laagdynamisch	RP					4		
oppervlak litoraal-laagdynamisch-hooggelegen	RP					4		
oppervlak litoraal-laagdynamisch-laaggelegen	RP					4		
oppervlak litoraal-laagdynamisch-middelhooggelegen	RP					4		
oppervlak sublitoraal-diep (ZS)	RP					4		
oppervlak sublitoraal-hoogdynamisch (WS)	RP					4		
oppervlak sublitoraal-laagdynamisch (WS)	RP					4		
oppervlak sublitoraal-ondiep (ZS)	RP					4		
PB:B ratio	RP				3			
PB:B ratio	VP				3		3	3
PB:B ratio	info							3
pH	VP				3-4			
phaeocystis	RP				3			
plaat-geulsysteem	VP					4		
primaire productie dichtheid	VP							3
primaire productie dichtheid	info							3

reden / doel Ingrepen	VP					4		
representatieve lengte bochtgroep	VP			4				
rivierafvoer	VP	2	2					
schorzone	RP					4		
secundaire/primaire consumenten	VP							3
sedimenteigenschappen (onderscheid zand/slib)	VP		1					
sedimenttransportcapaciteit	VP			4				
seizoensgemiddelde temperatuur	VP						3	
sleutelsoorten benthos	RP							3
sleutelsoorten fytoplankton	VP				3			
sleutelsoorten macrobenthos	RP					4		
sleutelsoorten vegetatie	TP						3	
sleutelsoorten vegetatie	RP					4		
sleutelsoorten vissen	VP						3	3
sleutelsoorten vogels	TP						5	
SPM, fotische diepte	VP				3			
start werkzaamheden Ingrepen	VP					4		
stroomsnelheid	VP					4		
substraattype	VP					4		
tijvenster hoogwater	RP		1					
tijvenster laagwater	RP		1					
totale zoöpl. biomassa	VP						3	
toxische stoffen oppervlaktewater	VP						3	
toxische stoffen voedselweb	VP						3	3
toxische stoffen waterbodem	TP				2-3			
trends in biomassa fytoplankton	VP				3		3	
turbiditeit	VP							3
turn-over	TP					4		
turnover plaat en slik	RP					4		
turnover schorren - slik	RP					4		
verblijftijd	VP				3		3	3
verhangindicator	VP			4				
volumina van ingrepen	VP			2-4				
waterkwaliteit	CI				1-4			
waterkwaliteit	VP						3	3
waterkwaliteit	VP					4		
waterkwaliteit van de zijrivieren	VP				3			3
wateroppervlak bij gemiddeld zeeniveau	VP			4				
wateroppervlak bij NAP - 5 m	VP			4				
wateroppervlak tijdens hoogwater	VP			4				
wateroppervlak tijdens laagwater	VP			4				
waterstand	VP					4		
watervolume geulen t.o.v. NAP -5 m	VP			4				
watervolume t.o.v. gemiddeld zeeniveau	VP			4				
watervolume t.o.v. NAP -5 m	VP			2				
windrichting	VP	1	1					
windsnelheid	VP	1	1					
zandbalans	VP			4				
zeehond	TP						3	

zeespiegelstijging	VP	1	1	1				
zoutschommelingen	VP							3
zoutschommelingen	VP					3		
zoutverschuivingen	VP						3	
zoutverschuivingen	VP					3		
zuurstofconcentratie / zuurstofverzadiging / duur van zuurstofdip	TP				1-4			
zuurstofconcentratie / zuurstofverzadiging / duur van zuurstofdip	VP						3	3

2.4.1 Analyserapport

Het Analyserapport is een technisch rapport: het omvat de volledige uitwerking van alle reken-, toets-, en verklarende parameters. Ook trendanalyses voor alle parameters worden hier uitgewerkt. Alle parameters worden bepaald volgens de ruimtelijke en temporele schaal die in deze Evaluatiemethodiek wordt voorgesteld. In de Evaluatiemethodiek staan de parameters inhoudelijk per piramide gegroepeerd. In het Analyserapport kan van deze volgorde afgeweken worden, parameters kunnen bijvoorbeeld per discipline berekend en beschreven worden. Het analyserapport kan dan thematisch/disciplinair worden opgebouwd (hydrodynamica, morfologie, fysico-chemie etc.) zodat verwante parameters binnen één hoofdstuk geanalyseerd en besproken worden, met inbegrip van de vaststelling van trends, trendbreuken of evoluties. Hierbij zou geen onderscheid tussen reken- of verklarende parameter gemaakt dienen te worden: het is pas bij de evaluatie dat de hier bepaalde parameters een functie kunnen krijgen als verklarende parameter of toetsparameter.

Dit analyserapport levert per discipline alle verwerkte data aan zodat deze rechtstreeks bruikbaar zijn voor het uitwerken van het evaluatierapport. Zo wordt gegarandeerd dat alle toets- en rekenparameters op dezelfde (afgeleide) data zijn gebaseerd.

2.4.2 Evaluatierapport

Het Evaluatierapport volgt de Evaluatiemethodiek-structuur (LTV functies). Per communicatie-indicator wordt de piramide aanpak gevolgd, gebruik makend van de parameters berekend in het Analyserapport. Per piramide wordt elke toetsparameter geëvalueerd. Hiervoor wordt telkens verwezen naar de betrokken parameters in het Analyserapport, zonder dat de analyse of trendbepaling verschillende keren in verschillende hoofdstukken moeten worden herhaald. In het Evaluatierapport worden voor elke toetsparameter enkel de resultaten en relevante trends per piramide besproken. Uit de gehele lijst van verklarende parameters die werden bepaald in het analyserapport, worden per piramide enkel deze besproken die daadwerkelijk een verklaring bieden of relevante trend vertonen.

Op deze wijze ontstaat een beknopt rapport waarin de toestand van het Schelde-systeem wordt geëvalueerd en besproken. Relevante trends (positieve trends of potentiele bedreigingen) worden toegelicht, verklaringen en verbanden worden uitgewerkt.

Dit evaluatierapport staat ten dienste van het beleid. Daarom wordt aan dit rapport, naast de bespreking per piramide, ook een integrerende samenvatting gevoegd, met hierin de toestand van het Schelde-systeem als geheel samen met de belangrijkste trends en verklaringen. Dit moet het beleid toelaten gepaste maatregelen uit te werken.

2.5 Ruimtelijke indeling

In het Schelde-estuarium bestaan verschillende indelingen, elk met specifieke doelstellingen. Zo bestaan er macro- en mesocellen voor gebruik in hydro- en morfodynamische studies. OMES/MOSES compartimenten werden in het leven geroepen voor ecologische modellering, ecotopenkaarten kennen een zonering op basis van zoutgehalte, etc.

Binnen deze Evaluatiemethodiek is gestreefd naar één systeem voor ruimtelijke indeling, zodat berekeningen gemaakt binnen verschillende piramides vanuit verschillende disciplines, compatibel en dus eenvoudig uitwisselbaar zijn. Afhankelijk van het gewenste ruimtelijke detail kunnen wel verschillende schaalniveaus onderscheiden worden. De gehanteerde indeling binnen deze methodiek volgt zoveel mogelijk bestaande ruimtelijke indelingen, die gestoeld zijn op macro- en mesocellen voor de Westerschelde en OMES compartimenten voor de Zeeschelde. Aan de overgang tussen Westerschelde en Zeeschelde volgt de landsgrens helaas niet de contouren van een macrocel, maar vormt een grillige lijn binnen de macrocel. Omdat praktisch gezien de landsgrens echter een belangrijke grens is voor onder andere een aantal wettelijke bepalingen en doelstellingen (bv. instandhoudingsdoelstellingen of ecotooparealen), wordt daarom compartiment 7 opgesplitst in 7a aan Nederlandse zijde en een klein stukje 7b aan Vlaamse zijde. Afhankelijk van de doelstelling van een analyse kan de betreffende analyse uitgevoerd worden op de afzonderlijke Vlaamse en Nederlandse delen of op het gehele compartiment.

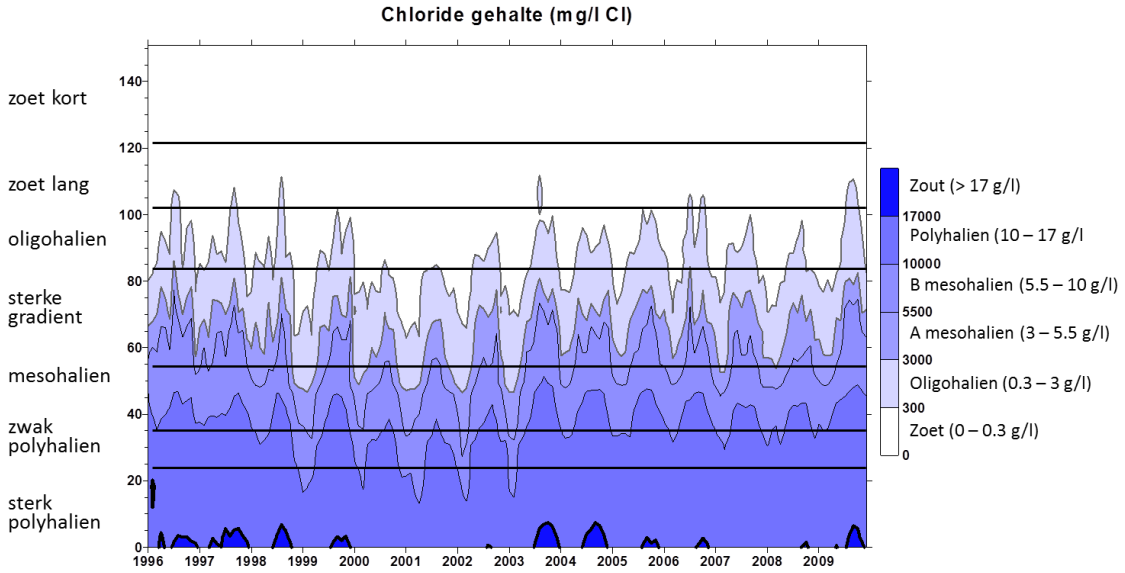
Er worden vier schaalniveaus onderscheiden:
Niveau 1: Estuarium
Niveau 2: Westerschelde – Zeeschelde – Zijrivieren – Monding – Boundaries (Tabel 2.2; Figuur 2-5)
Niveau 3: Scheldezones: Indeling op basis van zoutgehalte, met in de zoete zone een verdere verfijning op basis van verblijftijd (Figuur 2-4; Figuur 2-5)
Niveau 4: Scheldecompartimenten: Indeling op basis van meso-/macrocellen in de Westerschelde, en OMES compartimenten in de Zeeschelde (Figuur 2-5).

Onder zijrivieren (Niveau 2) worden enkel deze zijrivieren (of rivierbekkens) bedoeld die onder invloed van het getij staan. Het gaat hier om de Durme en het Rupelbekken (inclusief het getijafhankelijke deel van Grote Nete, Kleine Nete, Dijle en Zenne). Met Monding wordt de zone tussen de lijn Vlissingen – Breskens en de -20 m NAP dieptelijn aangeduid.

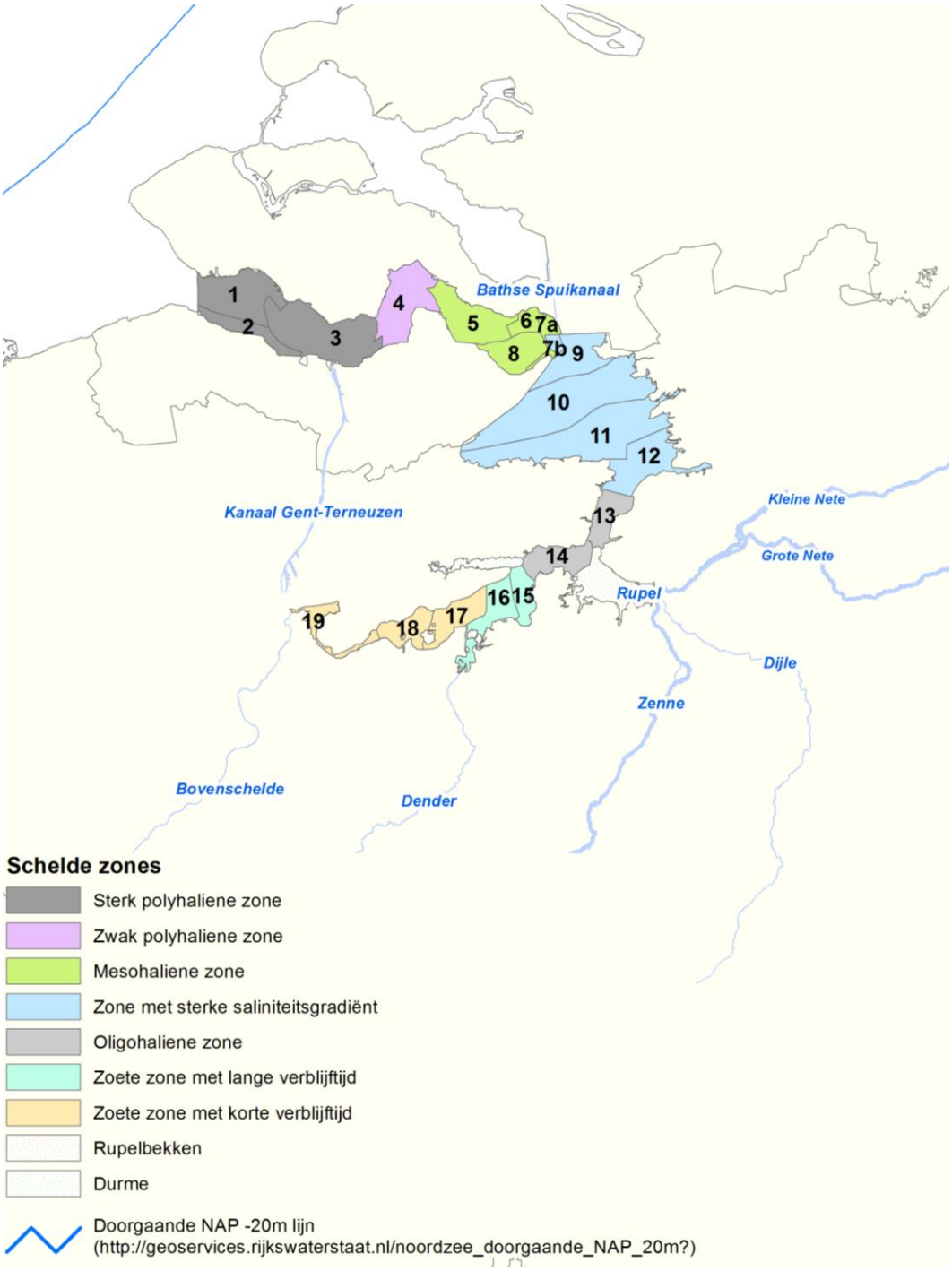
De Boundaries vormen de begrenzing van het estuarium. Opwaarts zijn dit de plaatsen waar de getij-invloed stopt, meestal door de bouw van stuwen. Deze boundarymeetpunten liggen net buiten het estuarium, aan de rand van het getijdengebied. Het gaat om de bovenstroomse delen (zonder getij-invloed) van de rivieren Bovenschelde, Dender, Dijle, Zenne, Grote Nete en Kleine Nete. Ook het Spuikanaal Bath, het Kanaal Gent-Terneuzen en het Antwerpse havengebied op rechteroever (Haven) worden als boundarypunt opgenomen; de afvoer uit deze gebieden kan een belangrijke invloed hebben op het estuariene ecosysteem. Als zeewaartse grens wordt de doorgaande -20 m NAP dieptelijn gehanteerd als boundarypunt (grens van de monding).

Tabel 2.2 Ruimtelijke indeling van het Schelde-estuarium

niveau 1	niveau 2	niveau 3			niveau 4			
		nr	Schelde zone	Omschrijving	Schelde compartiment	begin km	eind km	omschrijving
Schelde-estuarium	westerschelde	Z1	Sterk Polyhaliene zone	jaarrond Cl 10-17 g/l	comp. 1	0	8	mesocel 1
					comp. 2			mesocel 2
					comp. 3	8	24	macrocel 3
		Z2	Zwak polyhaliene zone	zomer Cl 10-17 g/l; minder bij hoog	comp. 4	24	35	macrocel 4
		Z3	Mesohaliene zone	meestal B-mesohalien (Cl 5,5-10 g/l)	comp. 5	35	46	macrocel 5
					comp. 6	46	51	macrocel 6
					comp. 7a	51	54	macrocel 7, deel NL
					comp. 8			saeftinge
	zeeschelde	Z4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt	gemiddeld A-mesohalien (Cl 3-5,5 g/l) bij lage debieten A-mesohalien bij hoge debieten oligohalien tot zoet	comp. 7b	54	56	macrocel 7, deel VL
					comp. 9	56	60	mesocel 9
					comp. 10	60	65	OMES 10
					comp. 11	65	75	OMES 11
					comp. 12	75	84	OMES 12
		Z5	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/l; bij hoge debieten zoet	comp. 13	84	92	OMES 13
					comp. 14	92	102	OMES 14
		Z6	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; lange verblijftijd	comp. 15	102	113	OMES 15
					comp. 16	113	122	OMES 16
		Z7	Zoete zone met korte verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; korte verblijftijd	comp. 17	122	132	OMES 17
					comp. 18	132	141	OMES 18
					comp. 19	141	152	OMES 19
	zijrivieren	Z8	Rupelbekken	Oligohalien (Cl 0,3-3 g/l) tot zoet	Rupel			
				zoet	Dijle			
					Zenne			
					Grote Nete			
					Kleine Nete			
		Z9	Durme					
	Boundaries		Boundaries		Bovenschelde Dender Dijle Zenne Grote Nete Kleine Nete Havengebied Spuikanaal Bath Kanaal Gent-Terneuzen Noordzee			



Figuur 2-4: Ruimtelijke indeling in Schelde zones op basis van zoutgehalte, met aanduiding van de opgemeten zoutgehaltes in de periode 1996 – 2009.



Figuur 2-5 Ruimtelijke indeling van het estuarium op niveau 3 (Schelde zones) en niveau 4 (Scheldecompartimenten)

2.6 Temporele indeling

De Evaluatiemethodiek maakt gebruik van verschillende tijdsschalen. De evaluatie kan betrekking hebben op individuele metingen uit een continue datareeks tot gemiddelde waarden over een periode van 6 jaar. Dit wordt telkens duidelijk vermeld bij de betrokken parameter.

Wanneer jaargemiddelde waarden worden bepaald, wordt steeds het burgerlijk jaar gevolgd: van januari tot en met december, tenzij uitdrukkelijk anders vermeld. Voor seizoensgemiddelde waarden wordt niet gewerkt met de exacte start en einddatum

(bijvoorbeeld 21 maart tot en met 21 juni voor de lente). Voor de eenvoud wordt hier gewerkt met volle maanden. De methodiek volgt de methode van het KMI (Koninklijk Meteorologisch Instituut): voor de lente worden de maanden maart, april en mei beschouwd, voor de zomer de maanden juni, juli en augustus. Wanneer over zomerhalfjaar gesproken wordt, doelt men op de maanden mei tot en met oktober, het winterhalfjaar bevat de maanden november tot en met april.

Wanneer in de methodiek toch een andere indeling wordt gehanteerd, wordt dit uitdrukkelijk vermeld bij de betreffende parameter.

2.7 Omgaan met onzekerheden – nuanceringen

Deze Evaluatiemethodiek legt in principe harde criteria op voor de evaluatie: een minimale waarde dient gehaald te worden of een maximale waarde mag niet overschreden worden. De beoordeling is positief of negatief, een tussenweg is er niet. Dat maakt de beoordeling duidelijk, maar nuancering en het in acht nemen van onzekerheden lijkt afwezig. Waarom dan geen bandbreedtes invoeren?

2.7.1 Geen bandbreedtes op criteria uit de evaluatiemethodiek

De criteria die in de methodiek zijn opgenomen, zijn ondergrenzen (of bovengrenzen voor sommige parameters). Een bandbreedte is al in acht genomen bij het opstellen van het criterium. Een voorbeeld: als de methodiek een criterium voorschrijft van 100 hectare habitat X, krijgt het systeem dan een negatieve evaluatie wanneer slechts 99 hectare wordt gemeten? Mag hier een zekere bandbreedte toegepast worden, met andere woorden kan het criterium aangepast worden naar 100 ha $^{+}/_{-}$ 5 ha? Hier stelt de methodiek duidelijk dat dit niet kan: dit criterium is een ondergrens.

Voor de beoordeling van een piramide moeten ook alle toetsparameters goed scoren, zonder uitzondering. Als bijvoorbeeld 4 van de 5 toetsparameters zeer goed scoren en een vijfde slecht, wordt er niet “gedelibereerd”. Het uitgangspunt bij de keuze van de toetsparameters is immers dat elke toetsparameter essentieel is voor het goed functioneren van het systeem.

Dit levert een zwart – wit beoordeling op: de toetsparameter scoort goed of slecht, waardoor de bovenliggende piramide goed of slecht scoort. Enerzijds creëert deze duidelijkheid. Anderzijds is nuancering soms wenselijk. Dit laatste zit vervat in de trendbepalingen en de begeleidende tekst.

2.7.2 Wel bandbreedtes op meetresultaten uit de evaluatiemethodiek

Op de meetresultaten kan wel een onzekerheid, bandbreedte toegepast worden. Als er 99 hectare van habitat X wordt gemeten, zal dit met een zekere foutenmarge zijn. Die is afhankelijk van o.a. de meetmethode, de GIS verwerking achteraf, etc. en kan onmogelijk vooraf in deze methodiek beschreven worden. Het is aan de uitvoerders van de Evaluatiemethodiek om een inschatting te maken van de bandbreedte op de resultaten. Een inschatting van de bandbreedte zal overigens niet altijd mogelijk zijn, er zijn immers parameters waar de bandbreedte quasi niet te bepalen valt. We illustreren dit met een paar extra voorbeelden.

Zuurstof: deze parameter is eenvoudig af te leiden uit de meting, maar de bandbreedte op de meting is veel meer dan de fout die het meettoestel aangeeft. Hoe representatief zijn 1 of 2 meting per maand, overdag, voor de zuurstofconcentratie gedurende een volledige maand, dag en nacht, in een volledig compartiment? Deze vraag is veel moeilijker te beantwoorden. Voor parameters die gebruik maken van modelberekeningen (bijvoorbeeld een stikstoffluxberekening) wordt het nog lastiger om een bandbreedte in te schatten.

Gezien de grote diversiteit aan parameters, is bijgevolg een algemene aanpak om bandbreedtes te bepalen (nog) niet mogelijk. Daarom zal dit in de evaluatiemethodiek voor elk hoofdstuk afzonderlijk vermeld worden. Vervolgens is het aan de uitvoerder van de Evaluatiemethodiek, die over voldoende expertise moet beschikken om hiermee, indien relevant, een inschatting te maken van de bandbreedte op zijn resultaten.

Indien een bandbreedte op de resultaten bekend is, kan bij de evaluatie van de toetsparameter een nuancering gegeven worden. De evaluatie van de toetsparameter zelf wordt echter niet beïnvloed. We verduidelijken dit met een voorbeeld: als de methodiek voorschrijft dat er 100 hectare vereist is van habitat X, maar er wordt slechts 99 hectare opgemeten, is de evaluatie negatief. Ook als blijkt dat er een bandbreedte van 5 hectare zit op de opgemeten waarde en de kans bestaat dat in realiteit de beoogde 100 hectare wel aanwezig is, blijft de evaluatie negatief. De bandbreedte wordt niet in rekening gebracht bij de evaluatie, omdat dit immers tot gevolg zou hebben dat hoe minder nauwkeurig men meet, met andere woorden hoe groter de bandbreedte wordt, hoe gemakkelijker het wordt om te voldoen aan het beoogde criterium. Inzicht in de bandbreedte maakt het wel mogelijk om in de bespreking enige nuance aan te brengen: de beoordeling is negatief maar een positieve evaluatie is binnen handbereik aangezien het gestelde criterium binnen de bandbreedte valt.

Omgekeerd, als 101 hectare van habitat X wordt gemeten met een foutenmarge van 5 hectare, blijft dit een positieve evaluatie, maar met die nuance dat een negatieve beoordeling niet veraf is.

3 Literatuur

Arcadis en Technum, 2004. Strategische Milieueffecten rapportage Ontwikkelingsschets 2010. Schelde-estuarium, i.o.v. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en AWZ Afdeling Maritieme Toegang.

Depreiter D., Cleveringa J., Laan van der T., Maris T., Ysebaert T. en Wijnhoven S., 2013. T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, Arcadis, Universiteit Antwerpen, Imares en NIOZ.

Donkers, Jeuken, van der Weck, Sas, Heinis, Lambeek en van Rompaey, (2007). Monitoringprogramma Toegankelijkheid. Rapport 110643/CE7/65/000564. Arcadis, Alkyon, HWE, IMDC, Resourve Analysis, WL | Delft Hydraulics.

Leloup, Sas, Van den Bergh, Van Damme en Meire (2007). Inventarisatie lopende monitoring projecten met betrekking tot veiligheid en natuurlijkheid in de Zeeschelde, haar tijgebonden zijrivieren en binnendijkse gebieden beïnvloed door het Sigmaplan. Rapport ECOBE 07-R99

LTV2030, (2000). Langetermijnvisie Schelde-estuarium. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, administratie Waterwegen en Zeewezen, 29 november 2000.

Maris et al. (2013). Nota evaluatie van de evaluatiemethodiek T2009 rapportage schelde estuarium. IMDC, Arcadis, Universiteit Antwerpen, Imares, NIOZ.

Meire, P. en T. Maris., (2008). MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

OS2010, (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium; Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering. ProSes, Bergen op Zoom, februari 2005.

Scheldeverdrag, (2005). Verdrag tussen het Koninkrijk der Nederlanden en het Vlaams Gewest betreffende de uitvoering van de ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium (met Bijlagen), Middelburg, 21 december 2005.

Wijsman, de Sonnecille & Craeymeersch, 2007. Overzicht van de lopende monitoringsprojecten met betrekking tot veiligheid en natuurlijkheid in het Nederlandse gedeelte van de Schelde (Westerschelde en haar voordelta). Rapport C051/07. Imares, Wageningen.

Dynamiek waterbeweging

1 Inleiding

De waterbeweging in het Schelde-estuarium wordt vooral bepaald door het astronomische getij, dat voortkomt uit de beweging van en aantrekkingskracht tussen de aarde, de maan en de zon. De uiteindelijke waterbeweging ontstaat door een wisselwerking met de bathymetrie, geometrie en de randvoorwaarden zoals de meteorologie, de rivierafvoer en het getij op de Noordzee. Verticaal uit zich dat in de hoog- en laagwaters; horizontaal in stroomsnelheden en debieten. De wind zorgt voor golven en voor extra opstuwing of afwaaiing van het water.

1.1 Achtergrondkader

De communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging* richt zich op het inzicht verkrijgen in de verticale beweging van het water in het Schelde-estuarium. De dynamiek van de waterbeweging is voornamelijk gekoppeld aan de hoofdfunctie veiligheid, maar is ook van belang voor de hoofdfuncties toegankelijkheid en natuurlijkheid.

Zowel in Vlaanderen als in Nederland wordt veiligheid tegen overstromen volgens aparte, wettelijk voorgeschreven kaders getoetst. Het toetsen van de waterkering aan de wettelijke veiligheidsnorm vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. Voor deze systeemevaluatie gelden voor de waterbeweging geen normen uit de wet of beleidskaders.

1.2 Werkwijze

De communicatie-indicator *Dynamiek Waterweging* als een onderdeel van de hoofdfunctie veiligheid is uitgewerkt in twee **toetsparameters**, Hoogwater en Golven (zie Figuur 1-2).

Voor beide toetsparameters zijn de volgende **rekenparameters** gedefinieerd: het jaargemiddelde hoogwater en het 99-percentiel van de hoogwaters voor de toetsparameter hoogwater en de jaargemiddelde significante golfhoogte en de cumulatieve verdeling van de significante golfhoogte voor de toetsparameter golven. In de T2009 zijn de trends waaraan getoetst moet worden vastgesteld. In de nieuwe evaluatie wordt aangegeven of een toename of afname van de trend is opgetreden. Een toename ten opzichte van de voorspelde trend wordt als negatief geëvalueerd. Dit geldt voor alle vier de rekenparameters.

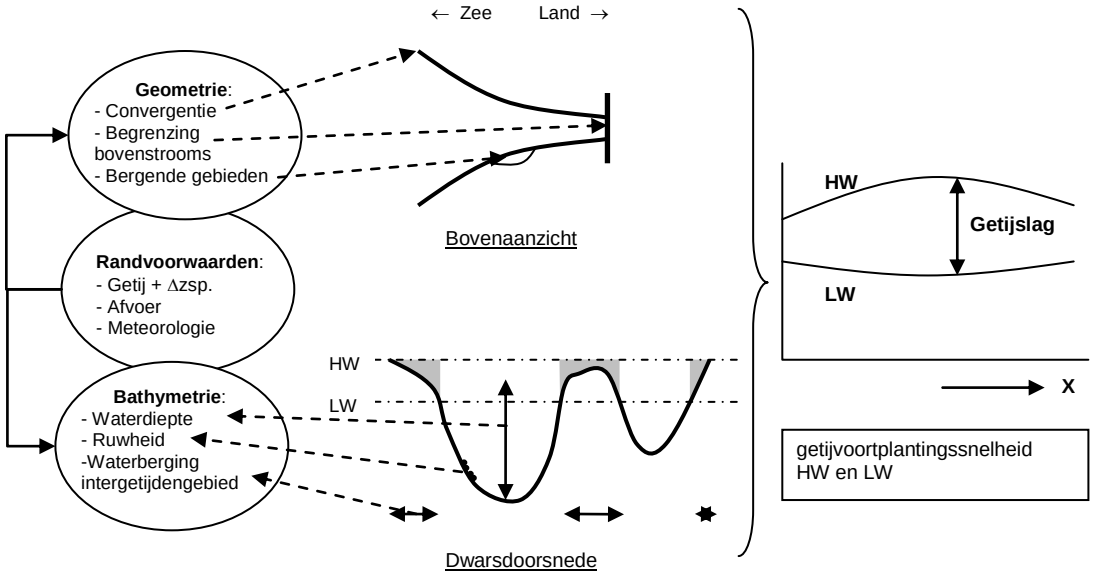
Verklarende parameters voor veranderingen in de waterbeweging in het estuarium hebben betrekking op (i) de *hydrodynamische randvoorwaarden*, (ii) de *geometrie* (horizontale begrenzing) en (iii) de *bathymetrie* (verticale begrenzing). Eén en ander is schematisch weergegeven in Figuur 1-1.

Veranderingen van de hydrodynamische randvoorwaarden representeren de effecten van wijzigingen buiten het Schelde-estuarium, zoals de stijging van de gemiddelde zeespiegel en de toename van de getijslag op de Noordzee, verandering van het afvoerregime van de Schelde en zijrivieren en veranderingen in de meteorologie (intensiteit en frequentie van stormvloeden).

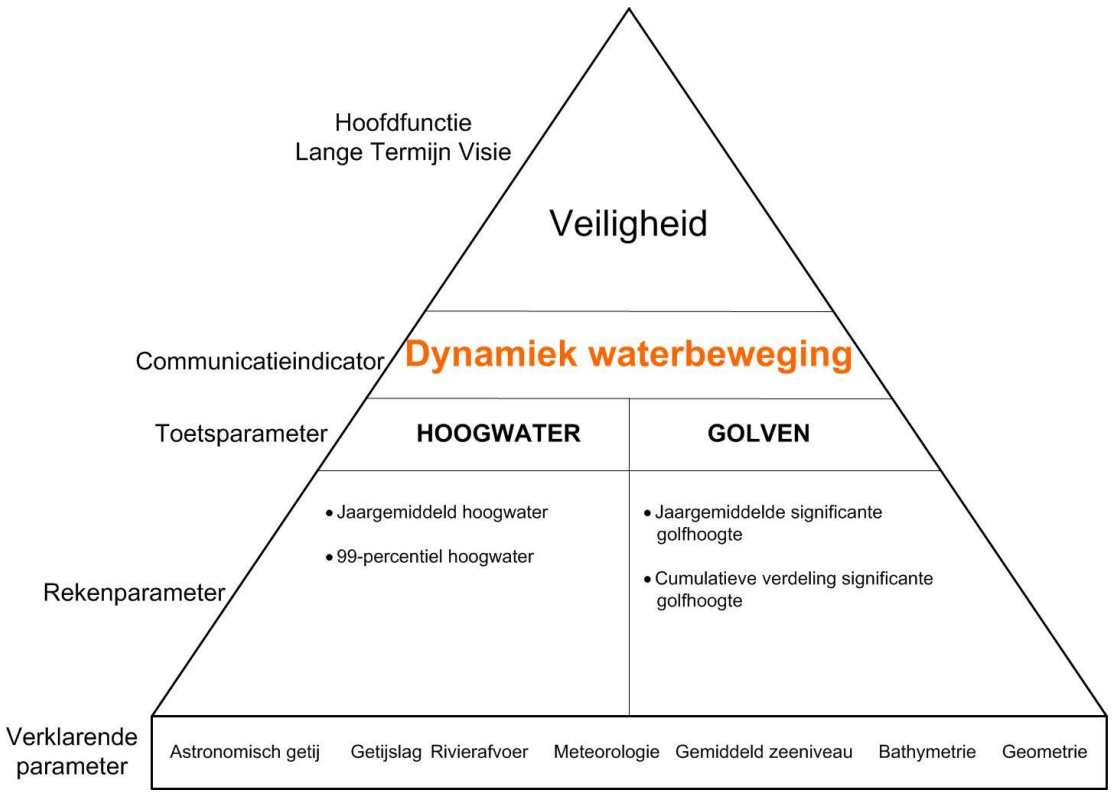
Wijzigingen in de geometrie hebben betrekking op veranderingen van de planvorm van het estuarium (de laterale begrenzing met oevers en dijken en de ligging van geulen en platen), de bovenstroomse begrenzingen en de waterbergende gebieden (in- en ontpolderingen, havens en GOG's).

Wijzigingen in de bathymetrie betreffen in algemene zin veranderingen in de vorm van het dwarsprofiel en in het bijzonder veranderingen van de waterdiepte van de stroomvoerende geul en de waterberging op de intergetijdengebieden.

De ruwheid vormt een intrinsieke eigenschap van de bodem, welke kan veranderen als functie van de sedimenteigenschappen (korrelgrootte, slibfractie), de hydrodynamica (bodemvormen) en vegetatie.



Figuur 1-1: Schematische weergave van de beïnvloeding van de hoogwaterstand door externe randvoorwaarden, bathymetrie en de geometrie van het estuarium.



Figuur 1-2: Weergave indicator dynamiek waterbeweging en onderliggen de toets-, reken- en verklarende parameters

1.2.1 Stroomsnelheid

De stroomsnelheid is een belangrijk kenmerk van de waterbeweging maar is niet als toetsparameter gedefinieerd. De reden hiervoor is dat het niet direct duidelijk of een toe- of afnemende trend in de stroomsnelheid positief of negatief is voor het functioneren van het systeem. Ten tweede zijn, vanuit veiligheid gezien, voornamelijk de stroomsnelheden nabij de keringen (voornamelijk onder maatgevende condities) van belang. Een toename van de stroomsnelheid kan immers leiden tot bodemveranderingen en daarmee de stabiliteit van constructies in gevaar brengen. Veelal zal dit betrekking hebben op lokale situaties op de mesoschaal of nog kleiner. Deze lokale stroomsnelheden worden niet gemeten en modellen bieden hier ook (nog) geen uitkomst. De stabiliteit van de waterkering wordt wel visueel door de beheerder gecontroleerd. Dit heeft echter weinig tot geen relatie met de systeemwerking. Daarom is stroomsnelheid niet opgenomen als toetsparameter.

1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De toetsparameter Hoogwater wordt in het gehele Schelde-estuarium bekeken aan de hand van beschikbare meetstations, zie Tabel 1-1. Voor de grijze stations kon in de T2009 geen statistisch significante trend worden afgeleid, daarom kunnen deze stations niet getoetst worden aan een verwachte trend. Ze kunnen wel gebruikt worden als verklarende parameter, als aanvullende ruimtelijke informatie over trends.

In Tabel 1-1 staat ook de periode waarvoor meetgegevens beschikbaar zijn vermeld. In de T2009 is voor elk station een representatieve trendperiode en trend afgeleid. In de evaluatie moeten de rekenparameters worden getoetst aan deze verwachte trend.

Voor de toetsparameter Golven is een beperkter aantal stations beschikbaar, zie Tabel 1-2. De grijze stations waren wel opgenomen in de T2009 rapportage, maar bestaan inmiddels niet meer, en zullen niet meer geëvalueerd worden.

Tabel 1-1: Meetstations waterstanden in het Schelde-estuarium

Plaatsomschrijving	Afkorting	Locatie	Periode
Antwerpen - Loodsgebouw	zes21a-1ooa-40v	Benedenschelde	1971-heden Jaargem.: 1901-1971
Baalhoek	baal	Westerschelde	1996-heden
Bath	bath	Westerschelde	1957-heden
Boom	rup01a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden
Borssele	bors	Westerschelde	1996-heden
Breskens Veerhaven	bres	Westerschelde	1996-heden
Cadzand	cadz	Westerschelde	1966-heden
Dendermonde	zes48a-1ooa-40v	Benedenschelde	1971-heden Jaargem.: 1901-1971
Driegoten	zes40a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2006
Duffel-Sluis	bnt03a-1ooa-40v	Nete	1981-heden Jaargem.: 1963-1981
Emblem	knt01a-1ooa-40v	Nete	1981-heden
Euro Platform	euro	Noordzee	1983-heden
Gentbrugge	zes59a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2005
Hamme	dur02a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2001
Hansweert	hans	Westerschelde	1880-heden
Hemiksem	zes28a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden
Hombeek	zen01a-1ooa-40v	Dijle en Zenne	1981-2005
Kallosluis	zes14a-1ooa-40v	Benedenschelde	1982-heden
Kessel	gnt02a-1ooa-40v	Nete	1981-2006
Liefkenshoek	zes10a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden Jaargem.: 1901-1981
Lier-Maasfort	gnt01a-1ooa-40v	Nete	1981-heden
Lier-Molbrug	bnt07a-1ooa-40v	Nete	1981-heden
Mechelen-Benedensluis	dij06a-1ooa-40v	Dijle en Zenne	1981-heden

Melle	zes58a-1ooa-40v	Benedenschelde	1971-heden Jaargem.:1901-1940
Merelbeke	zes60a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2005
Oosterweel	zes19a-1ooa-40v	Benedenschelde	1987-heden
Overloop van Hansweert	ovlh	Westerschelde	1996-heden
Prosperpolder	zes01a-1ooa-40v	Benedenschelde	1971-heden Jaargem.: 1952-1971
Rijmenam	dij10a-1ooa-40v	Dijle en Zenne	1980-2000
Schaar van de Noord	svdn	Westerschelde	1996-heden
Schelle	zes29a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden Jaargem.: 1901-1950 & 1965-1981
Schoonaarde	zes50a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden Jaargem.: 1901-1981
Sint-Amands	zes43a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden Jaargem.: 1951-1981
Sint-Marie	zes16a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-1982
Temse	zes36a-1ooa-40v	Benedenschelde	1971-heden Jaargem.: 1901-1939 & 1951-1971
Terneuzen	tern	Westerschelde	1878-heden
Tielrode	dur01a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden Jaargem.: 1906-1981
Uitbergen	zes53a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2006 Jaargem.: 1901-1940 & 1951-1981
Vlakte van de Raan	raan	Westerschelde	1996-heden
Vlissingen	vlis	Westerschelde	1881-heden
Waasmunsterbrug	dur04a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden Jaargem.: 1901-1981
Waasmunster-Manta	dur05a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2005
Waasmunster-Sluis	dur03a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-1986
Walem	rup03a-1ooa-40v	Benedenschelde	1972-heden Jaargem.: 1901-1972
Walsoorden	wals	Westerschelde	1996-heden
Westkapelle	wkap	Westerschelde	1954-heden
Wetteren	zes56a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden
Zandvlietsluis	zes03a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-heden
Zele	dur06a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2003 Jaargem.: 1951-1981
Zemst	zen02a-1ooa-40v	Dijle en Zenne	1981-2005
Zwijnaarde	zes61a-1ooa-40v	Benedenschelde	1981-2003

Tabel 1-2: Meetstations golven in het estuarium

Naam meetboei golven	**Afkorting**	**Bekken/locatie**	**Periode**
Bath	BAT2	Westerschelde	1998-heden
Cadzand	CADW	Monding	1997-heden
Deurloo	DELO	Monding	1997-heden
Galgeschor		Beneden-Zeeschelde	2010-heden
Hansweert	HAWI	Westerschelde	1998-heden
Hoofdplaat	HFPL	Westerschelde	1998-heden
Honte	HNTE	Westerschelde	2013-heden
Overloop van Hansweert	OVHW	Westerschelde	2013-heden
Overloop van Valkenisse	OVVA	Westerschelde	2013-heden
Pas van Terneuzen	PVT	Westerschelde	2010-heden
Pas van Terneuzen 1	PVT1	Westerschelde	2001-2011
Westerschelde Container Terminal 1	WCT1	Westerschelde	2000-2008
Wielingen	WIEL	Monding	1997-heden

2 Toetsparameter: Hoogwater

2.1 Inleiding

Voor de veiligheid tegen overstroming zijn de waterstanden in het estuarium van belang. Toename van de hoogwaterstanden kan leiden tot de noodzaak dijkvakken op te hogen om de veiligheid tegen overstromen te waarborgen.

De toetsparameter Hoogwater wordt bepaald door twee rekenparameters:

- Jaargemiddelde hoogwaterstanden
- Jaarlijks 99-percentiel van hoogwaterwaterstanden

De jaargemiddelde hoogwaterstanden hebben vooral betrekking op het astronomische getij en vormen een maat voor de evaluatie van de toestand van het systeem in relatie tot de getijvoortplanting.

Het 99-percentiel van de hoogwaterstand is de hoogwaterstand die door 99% van alle opgetreden hoogwaters in een jaar wordt onderschreden. Dit betekent dat het 99-percentiel per jaar dus door zeven hoogwaters worden overschreden. Het 99-percentiel van de hoogwaterstanden gedurende het kalenderjaar is een ‘proxy’ voor de maximale waterstand en is vooral het gevolg van windopzet in combinatie met springtij.

2.2 Effecten van veranderingen

De hoogwaterstanden in het estuarium zijn de afgelopen eeuwen gestegen als gevolg van autonome (relatieve) zeespiegelstijging. Sinds eind 19^{e} eeuw tonen de continue meetregistraties langs het estuarium een trendmatige toename, waarbij de locatie met de maximale hoogwaterstand steeds verder in landwaartse richting verschuift (momenteel gelegen voorbij Schelle). Ook menselijke ingrepen (verruimingen, inpolderingen) hebben invloed op de getijslag en de hoogwaters.

Een toename van de hoogwaters is negatief voor de veiligheid, maar ook andere aspecten van het systeem hebben geen baat bij een toenemende getijslag. Zo zullen de stroomsnelheden omhoog gaan als de getijslag toeneemt, wat invloed zal hebben op de sedimenttransporten (en daarmee mogelijk ook het baggerbezwaar) en op de ecologie. Ook voor de toegankelijkheid kan een toename van de hoogwaters negatief zijn. Dit komt verder aan bod bij de betreffende communicatie-indicator *Bevaarbaarheid*.

De waterstanden in het estuarium (en op zee) variëren een klein beetje met een periode van 18,6 jaar. Deze 18,6-jarige cyclus is een hele lange golf met een hele kleine amplitude (orde centimeters). Hierdoor wordt het gemiddelde zeeniveau en daarmee de hoogwaterstanden dus een aantal jaren achtereen hoger of lager. Voor het bepalen van trends en veranderingen in hoog- en laagwaterstanden is het dus van belang rekening te houden met de 18,6-jarige cyclus. De 18,6-jarige cyclus heeft ook beperkte invloed op de morfologie, omdat de hydrodynamische forcering verandert.

Veranderingen in de jaargemiddelde hoogwaterstanden moeten vooral bekeken worden in samenspel met veranderingen in de laagwaterstanden, oftewel de getijslag. De getijslag wordt beïnvloed door de trechtervorm van het estuarium (geometrie) en de mate waarin bodemwrijving een rol speelt. Het relatieve belang van bodemwrijving wordt beïnvloed door de bathymetrie, de stroomsnelheden en de korrelgrootteverdeling en bodemvormen. De stroomsnelheden en de bodemvormen worden hier niet beschouwd, omdat deze het gevolg zijn van veranderingen in de bathymetrie en de getijslag. De korrelgrootte wordt beschouwd bij de sedimentsamenstelling onder de communicatie-

indicator *Leefomgeving*. De bathymetrie en de geometrie zullen bepaald worden onder de communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem.* Wijzigingen in waterbeweging zullen een morfologische respons veroorzaken die terugkoppelt naar de waterbeweging, waardoor het belangrijk is de veranderingen in de waterbeweging te koppelen aan de morfologie. Andere verklarende parameters zijn het gemiddelde zeeniveau en de rivierafvoer. Stijging van het gemiddelde zeeniveau kan bij gelijkblijvende bodemligging leiden tot een diepere doordringing van het getij in het estuarium. Een toename van de rivierafvoer kan ook leiden tot hogere waterstanden in het bovenstroomse deel van de Schelde.

Of de waargenomen veranderingen in het estuarium hun oorzaak hebben binnen of buiten het estuarium kan worden vastgesteld door de jaargemiddelde hoogwaters in het estuarium te vergelijken met jaargemiddeld hoogwater in een aantal meetstations buiten het estuarium (Westkapelle en Cadzand in de monding, Oostende langs de kust en Europlatform op de Noordzee).

De hoogwaters die binnen het 99-percentiel van de hoogwaterstanden vallen, worden veroorzaakt door een combinatie van springtij en windopzet. Dit zijn namelijk extreme hoogwaterstanden, die in principe niet door het getij alleen veroorzaakt kunnen worden. In de bovenstroomse delen van de Schelde kunnen piekafvoeren ook tot hoge waterstanden leiden. Als de gemiddelde hoogwaterstanden in het Schelde-estuarium toenemen, zal dit ook door kunnen werken in het 99-percentiel. De veranderingen hierin kunnen dus deels verklaard worden aan de hand van analyse van de verklarende parameters die genoemd zijn voor de jaargemiddelde hoogwaters. Aanvullend kan naar het effect van stormopzet gekeken worden. Vergelijking met het 99-percentiel bij Vlissingen kan laten zien of verandering van het 99-percentiel wordt veroorzaakt door veranderingen van binnen of buiten het estuarium.

2.3 Rekenparameters en criteria

2.3.1 Jaargemiddelde hoogwaterstanden

De jaargemiddelde hoogwaterstanden worden bepaald op alle meetstations langs het estuarium, dat wil zeggen tussen Vlissingen en Gent. Op ieder meetstation wordt het jaargemiddelde hoogwater bepaald als het rekenkundig gemiddelde van alle opgetreden hoogwaters in een kalenderjaar. Dit wordt gedaan voor alle beschikbare jaren vanaf de laatste trendbreuk tot en met de voorgaande evaluatie (in dit geval 2009).

De jaargemiddelde hoogwaterstanden vanaf het jaar 2010 worden vervolgens vergeleken met de voorspelling op basis van het regressiemodel wat in de T2009 is afgeleid. Het regressiemodel houdt rekening met de verwachte stijging in de hoogwaterstanden op basis van de historische trend, de variatie als gevolg van de 18,6-jarige cyclus en de spreiding in de meetdata. Het regressiemodel geeft een verwachte trend weer, een betrouwbaarheidsinterval en een 95%-predictie-interval rond de trend (Figuur 2-1; Kuijper & Lescinski, 2013). Het betrouwbaarheidsinterval weerspiegelt de nauwkeurigheid waarmee de modelparameters kunnen worden geschat op basis van de beschikbare data. Als het aantal waarnemingen toeneemt, wordt de betrouwbaarheidsband kleiner. Het predictie-interval geeft de bandbreedte waarin de metingen worden verwacht. In totaal moet 95% van de datapunten binnen het predictie-interval liggen. Als er veel meetpunten buiten het predictie-interval liggen, is dit een teken dat er een trendbreuk kan zijn opgetreden.

In de T2009 is per station een representatieve trendperiode afgeleid, die begint bij de laatste vastgestelde trendbreuk en eindigt in 2009. De trendperiode verschilt per station en hangt voor de westelijke stations samen met een trendbreuk in de jaren ’60 als gevolg van een toename van de getijslag in de Noordzee. Voor de oostelijke stations en de

stations in de Zeeschelde en verder bovenstrooms is een trendbreuk waargenomen rond 1975, die samenhangt met de eerste verruiming. De beginfase van de 18,6-jarige cyclus is vastgesteld op basis van de meetreeks van het station Vlissingen, zie Tabel 2-1.

Tabel 2-1: Fase van de 18.613-jarige nodale cyclus voor de jaargemiddelde HW en LW te Vlissingen. HW en LW waarde op gelijke wijze gecorrigeerd zodat ze precies in tegenfase zijn.

	18.6-jarige cyclus HW	**18.6-jarige cyclus LW**
Fase [°]	95.7792	-84.2208

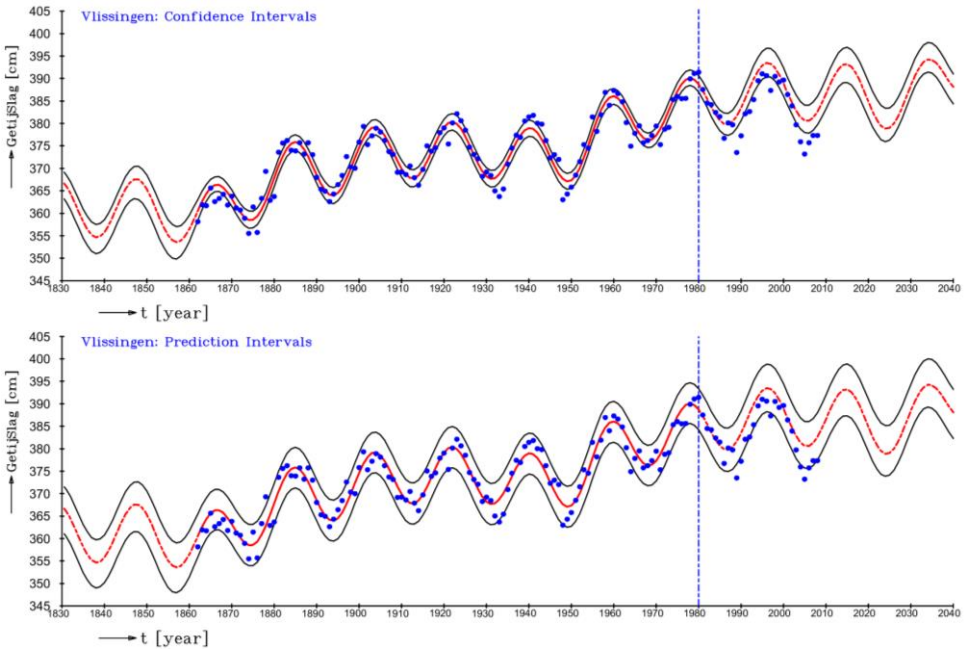
De formule voor het berekenen van de trendlijnen en betrouwbaarheids- en predictie-intervallen luidt:

$$HW(t) = mt + b + C\cos(2\pi ft - \varphi) + \varepsilon(t)$$

Met:

HW	trendlijn jaargemiddeld hoogwater [m]
t	jaartal [jaar]
m	regressie coëfficiënt [m/jaar]
b	constante [m]
C	amplitude 18.6-jarige cyclus [m]
f	frequentie 18.6-jarige cyclus [1/jaar]
φ	fase 18,6-jarige cyclus [°]
ε	residu, verschil tussen de meting en het regressiemodel

Door de gemeten jaargemiddelde hoogwaterstanden van de periode vanaf 2010 te vergelijken met de voorspelde trend, wordt getoetst of een trendafwijking is opgetreden. Als meer dan 5% van het aantal punten boven het predictie-interval van de verwachte jaargemiddelde hoogwaterstand ligt, wordt dit gezien als een indicatie voor een negatieve ontwikkeling van het systeem. Als meer dan 5% van het aantal punten onder het predictie-interval van de verwachte jaargemiddelde hoogwaterstand ligt, wordt dit gezien als een indicatie voor een positieve ontwikkeling van het systeem.



Figuur 2-1: Voorspelde getijslag (m) voor Vlissingen met een regressiemodel gekalibreerd voor de periode 1862-1980. Voorspelde gemiddelde waarden met het betrouwbaarheidsinterval (bovenste figuur) en predictie-interval (onderste figuur) voor de periode 1981-2040. Uit het onderste figuur blijkt dat er er een trendbreuk is opgetreden omdat veel waarnemingen (>5%) onder het predictie-interval liggen.

2.3.2 Jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaterstanden

De meetstations en de beoordeling van het jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaterstanden is in principe identiek aan de rekenparameter jaargemiddeld hoogwater. In de T2009-studie is gebleken dat op basis van de beschikbare data geen significante trend en geen 18,6-jarige cyclus kon worden afgeleid. Waarschijnlijk komt de 18,6-jarige cyclus niet goed tot uitdrukking in de extreme waarden die in het 99-percentiel zitten, het is immers maar een hele kleine variatie op de extreme waterstanden. De extreme waterstanden zijn binnen opeenvolgende jaren ook zeer variabel, waardoor het lastig is een trend af te leiden. In de T2009 is daarom gewerkt met een LOWESS-filter met een spanwijdte van 6 jaar. Met een LOWESS-filter wordt de data gesmooth, waarbij de punten binnen de span een weging krijgen op basis van hun afstand van het punt wat wordt gesmooth. Op basis van deze gefilterde data, konden in de T2009 wel trends worden afgeleid. Voor de nieuwe evaluatie kan worden gekeken of er significante trends kunnen worden afgeleid zonder 18,6-jarige cyclus, omdat het de vraag is in hoeverre deze doorwerkt in het 99-percentiel van de hoogwaterstanden. Als dit geen significante trends oplevert, kan wederom met een LOWESS-filter worden gewerkt.

2.4 Samenvatting en evaluatie

Als de jaargemiddelde hoogwaters en/of het jaarlijkse 99-percentiel van de hoogwaters een toename t.o.v. van de verwachte trend laten zien, wordt dit vanuit het functioneren van het systeem als negatief beoordeeld. Een voortzetting van een stijgende trend wordt noch positief noch negatief geëvalueerd en moet gevolgd worden. Een daling t.o.v. de trend wordt als positief beoordeeld.

Een toename van de jaargemiddelde hoogwaterstanden en het jaarlijkse 99-percentiel van de hoogwaterstanden ten opzichte van de verwachte trendontwikkeling kan worden veroorzaakt door oorzaken van binnen of buiten het estuarium. Mogelijke oorzaken van buiten het estuarium zijn een toename van de getijslag in de Noordzee, een stijging van de zeespiegel of een toename van de windsnelheid tijdens stormen en/of frequentie van stormen. Voorbeelden van oorzaken binnen het estuarium zijn veranderingen in de geometrie, de bathymetrie en de bodemwrijving (korrelgrootteverdeling, bodemvormen, vegetatie). Deze verbanden zullen worden gelegd met behulp van de evaluaties die voor de communicatie-indicatoren *Plaat- en Geulsysteem* en *Leefomgeving* zijn uitgevoerd.

Tabel 2-2: Evaluatie rekenparameters voor de toetsparameter Hoogwater

Toetsparameter Hoogwater	
Rekenparameter	**Evaluatie**
Jaargemiddeld hoogwater	Een toename t.o.v. de verwachte trendontwikkeling wordt als negatief geëvalueerd.
Jaarlijks 99-percentiel hoogwater	Een toename t.o.v. de verwachte trendontwikkeling wordt als negatief geëvalueerd.

3 Toetsparameter: Golven

3.1 Inleiding

Voor de veiligheid tegen overstroming zijn de golven nabij waterkeringen van belang. Toename van de golfhoogte kan mogelijk leiden tot falen van de waterkering. De waterkeringen wordt visueel door de beheerder gecontroleerd en periodiek getoetst. Deze wettelijke toetsing vormt geen onderdeel van de Evaluatiemethodiek. De golven in het Schelde-estuarium hebben ook invloed op de ecologie.

3.2 Effecten van veranderingen

Golven worden opgewekt door wind en scheepvaart. Als onderdeel van de toetsparameter *Golven* worden scheepsgolven niet apart beschouwd. De tijdreeksen van de golfboeien bevatten echter zowel wind- als scheepsgolven. De eigenschappen van windgolven hangen af van windsnelheid, -richting en -duur, de strijklengte (afhankelijk van de windrichting en vorm van het estuarium), de bathymetrie (inclusief de waterstandsvariatie ten gevolge van het getij) en de interactie met de getijstroming. De natuurlijke variabiliteit in het optreden van stormen is groot, waardoor jaar op jaar veranderingen in de golfhoogte eveneens groot kunnen zijn. Dit uit zich bijvoorbeeld in het aantal opgetreden stormvloeden in het Schelde-estuarium, dat na 1950 aanmerkelijk groter is geweest dan tijdens de 50 jaar daaraan voorafgaand. Merk op dat dit aspect ook verweven is met het jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaters.

De toetsparameter *Golven* heeft niet als doel de effecten van een veranderende meteorologie vast te stellen (hiervoor zijn golfboeien op diep water nodig), maar wel de effecten van een gewijzigde bathymetrie en waterstanden op opgetreden golfhoogten. Hiermee wordt dan vastgesteld hoe veranderingen in het systeem, in casu de bathymetrie en de waterstanden, van invloed zijn op de golfhoogte. De golfperiode, het golfspectrum en de golfrichting worden buiten beschouwing gelaten.

De toetsparameter *Golven* wordt bepaald door de rekenparameters:

- De jaargemiddelde significante golfhoogte
- Cumulatieve distributie van de significante golfhoogte

De significante golfhoogte is een gemiddelde van het hoogste 1/3 deel van de golven, dat op een interval van (meestal) 20 minuten wordt bepaald. Hierdoor vindt een zekere middeling plaats ten opzichte van bijvoorbeeld de maximale golfhoogte. Door deze middeling zit er minder grote variatie in de data. In de T2009 kon op basis van de jaargemiddelde significante golfhoogte echter nog geen trends worden vastgesteld, omdat de meetreeksen te kort zijn. Daarom is er ook gekeken naar de cumulatieve verdeling van de significante golfhoogte per jaar. De bandbreedte die over de jaren ontstaat, kan gebruikt worden in de toetsing.

Als verklarende parameter kan worden gekeken naar de rekenparameter Jaargemiddeld hoogwater, die samen met veranderingen in de bathymetrie (sedimentatie/erosiekaarten) de verandering in de waterdiepte verklaard. Effecten van veranderende meteorologie kunnen worden vastgesteld door te kijken naar trends in golfstatistiek bij het station Europlatform en eventueel ook door trends in het jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaters.

3.3 Rekenparameter en criteria

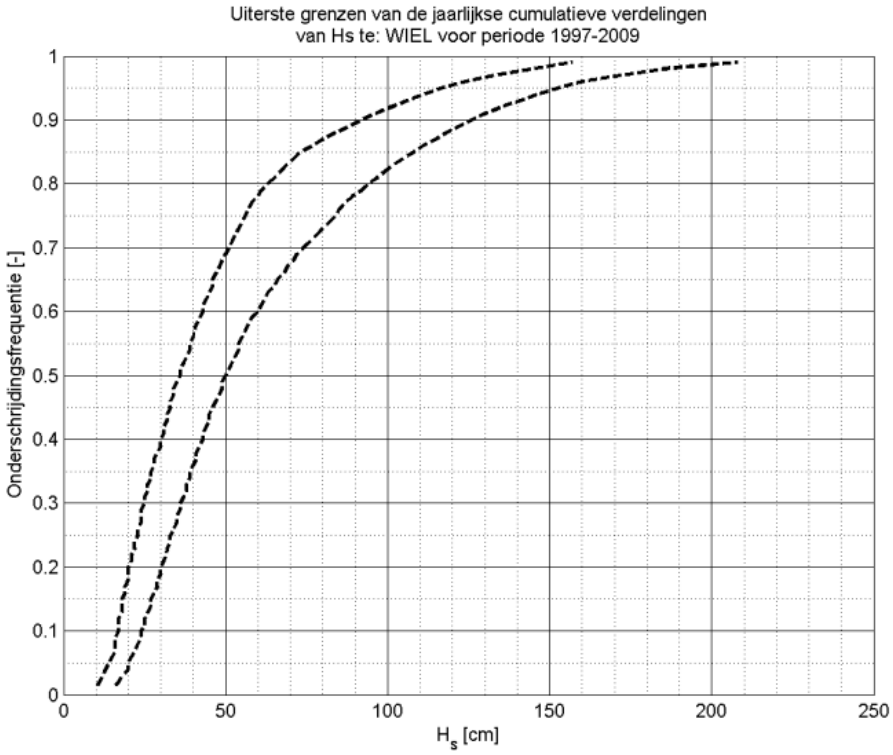
3.3.1 Jaargemiddelde significante golfhoogte

De significante golfhoogte wordt berekend op de locaties waar golven gemeten worden en is gedefinieerd als het gemiddelde van het 1/3 hoogste deel van de golven. Voor de meeste stations (behalve voor Bath) kon in T2009 geen statistisch significant regressiemodel worden gevonden voor de jaargemiddelde significante golfhoogte omdat de meetreeksen kort zijn (start eind jaren ’90). Zolang er geen statistisch significant regressiemodel wordt gevonden, kan de jaargemiddelde significante golfhoogte niet getoetst worden. Als er in de toekomst wel statistisch significante trends kunnen worden afgeleid, kan de evaluatie als volgt worden ingevuld.

Indien de jaargemiddelde significante golfhoogte is toegenomen wordt de rekenparameter als negatief geëvalueerd. Indien de jaargemiddelde significante golfhoogte is afgenomen wordt de rekenparameter als positief geëvalueerd, vanwege het gunstige effect voor de veiligheid. Een afname van de golfhoogte kan echter ook leiden tot een verhoging van de platen. Dit is in het licht van de ecologie wellicht minder gewenst. Merk op dat de jaargemiddelde significante golfhoogte dan niet geëvalueerd wordt ten opzichte van het jaar 2009, maar vanaf het jaar nadat er een significante trend kan worden afgeleid.

3.3.2 Cumulatieve distributie significante golfhoogte

In de T2009-rapportage is voor alle stations de jaarlijkse cumulatieve distributie van de significante golfhoogte bepaald. De cumulatieve distributie laat zien welke significante golfhoogte door welk percentage van de golven wordt onderschreden. De omhullende van de jaarlijkse cumulatieve distributie voor alle jaren kan worden gebruikt als referentiesituatie. Figuur 3-1 laat de omhullende zien voor het station Wielingen. Als de cumulatieve verdelingen van de significante golfhoogte een grotere golfhoogte laat zien dat de referentiesituatie, wordt de parameter als negatief geëvalueerd.



Figuur 3-1: Uiterste grenzen van alle jaarlijkse cumulatieve distributies van de significante golfhoogte H_s te Wielingen

3.4 Samenvatting en evaluatie

Voor de evaluatie van de toetsparameter Golven wordt gekeken naar de ontwikkeling van de jaargemiddelde significante golfhoogte en hoe deze eventueel verandert als gevolg van een veranderende geometrie, bathymetrie of waterstanden.

Een toename van de significante golfhoogte wordt als negatief geëvalueerd, omdat dit voor veiligheid en scheepvaart nadelig is. Een afname van de significante golfhoogte kan mogelijk ook leiden tot een toename van de plaathoogte. Als dit het geval is, kan dit juist weer negatief zijn voor de ecologie.

Tabel 3-1: Evaluatie van de toetsparameter Golven aan de hand van de rekenparameters

Toetsparameter Golven	
Rekenparameter	**Evaluatie**
Jaargemiddelde significante golfhoogte	Een toename t.o.v. de verwachte trendontwikkeling wordt als negatief geëvalueerd.
Cumulatieve distributie significante golfhoogte	Een cumulatieve distributie van de significante golfhoogte die grotere golfhoogtes dan in de periode tot 2009 laat zien, wordt als negatief geëvalueerd.

4 Verklarende parameters

4.1 Inleiding

De verklarende parameters als onderdeel van de communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging* bestaan uit de hydrodynamische randvoorwaarden, de bathymetrie en geometrie. Elk van deze parameters beïnvloedt één of meerdere rekenparameters (Jaargemiddelde hoogwaterstanden, 99-percentiel hoogwaterstanden, jaargemiddelde significante golfhoogte, cumulatieve distributie significante golfhoogte).

4.2 Hydrodynamische randvoorwaarden

De hydrodynamische randvoorwaarden zijn van invloed op alle toetsparameters. Zonder deze randvoorwaarden zijn er geen opwekkende krachten, die resulteren in variaties van waterstanden, stroomsnelheden en golven. Dit betekent eveneens, dat veranderingen in de randvoorwaarden, zelfs wanneer de geometrie en bodemligging van het Schelde-estuarium in de tijd onveranderd zou blijven, tot gevolg zullen hebben dat de rekenparameters veranderen. Daarmee kunnen zij een verklaring vormen voor waargenomen wijzigingen in het estuarium. Feitelijk zijn veranderingen van de randvoorwaarden het resultaat van wijzigingen buiten het estuarium.

4.2.1 Astronomisch getij en getijslag

De hydrodynamica in het Schelde-estuarium wordt vooral bepaald door het astronomische getij, dat voortkomt uit de beweging van aarde en maan rond de zon, van de maan rond de aarde en de rotatie van de aarde. Hierdoor en door onderlinge interactie van de astronomische componenten variëren in het Schelde-estuarium de waterstanden en snelheden op de volgende tijdschalen: de getijperiode (~12,5 uur), de dagelijkse ongelijkheid (~een dag), de doodtij-springtij variatie (~14,5 dagen) en de 18,6-jarige periode.

De dubbeldaagse variatie leidt ertoe dat ongeveer tweemaal per dag een hoogwater en tweemaal per etmaal een laagwater optreedt. De hoog- en laagwaters variëren op een tijdschaal van ongeveer 14 dagen, waarbij tijdens springtij het hoogwater maximaal en het laagwater minimaal is. De getijslag is dus het grootst tijdens springtij. Tijdens doodtij is de getijslag het kleinst, en zijn de hoogwaters relatief laag en de laagwaters relatief hoog. Het gemiddeld hoogwater tijdens doodtij komt ongeveer overeen met de bovengrens van het intergetijdengebied.

Eveneens is er een astronomische variatie op een tijdschaal van 18,6 jaar. Tijdens deze periode varieert de getijslag een paar procent rond een gemiddelde waarde. Er is nog een groot aantal andere periodieke variaties in het getij, die direct te maken hebben met de beweging van de hemellichamen of die hierdoor worden opgewekt (hogere harmonischen). Met een harmonische analyse wordt het gemeten waterstandsverloop ontleed in een aantal sinusoïden (componenten) met opgegeven frequenties. Deze frequenties zijn van oorsprong goed bekend.

In werkelijkheid is de situatie complexer omdat door wisselwerking met de geometrie en bodem hogere harmonischen worden opgewekt met frequenties die een veelvoud zijn van de astronomische getijcomponenten. Ook elk van deze hogere harmonischen kan weer interacteren met de overige componenten resulterend in samengestelde componenten. Met een harmonische analyse worden, gegeven de frequenties, de amplituden en fasen van de sinusoïden bepaald.

Er lijkt ook sprake te zijn van een toename van de getijslag in de Noordzee ter grootte van enkele procenten per eeuw, wat ook gevolgen kan hebben voor de trend in de hoogwaterstanden in het estuarium.

4.2.2 Zeespiegelstijging

Uit waarnemingen volgt dat de gemiddelde waterstand langs de Nederlandse kust de afgelopen eeuw is toegenomen met ongeveer 0,2 m/eeuw. Deze stijging is van directe invloed op een trendmatige toename van de hoogwaters en laagwaters in het estuarium.

4.2.3 Rivierafvoer

De invloed van de rivierafvoer op de hoogwaters en laagwaters speelt alleen een rol in het bovenstroomse deel van het Schelde-estuarium (Zeeschelde). Deze invloed zal een sterke seizoensafhankelijkheid hebben maar kan ook een trendmatig component hebben of structureel van invloed zijn door ingrepen in het bovenstroomse deel.

De jaargemiddelde afvoer is bepalend voor de invloed op de jaargemiddelde hoogwaterstanden. De jaargemiddelde afvoeren van de Schelde zijn beschikbaar vanaf 1949. Op basis van deze meetreeks kan worden vastgesteld of er sprake is van een trendmatige verandering.

4.2.4 Meteorologie

Meteorologische effecten middels het optreden van stormen hebben tot gevolg dat de gemiddelde waterstand toeneemt en vervolgens weer afneemt gedurende een periode van enkele dagen. Dit gebeurt door opwaaiing en afwaaiing en een extra waterstandverandering in het estuarium als gevolg van de windschuifspanning aan het wateroppervlak. Voor de windgolven geldt, dat deze vooral worden opgewekt op zee en vervolgens het estuarium binnenlopen waar zij geleidelijk uitdempen. De neerslag is van invloed op de rivierafvoer. De veranderingen in de gemiddelde waterstand hebben een doorwerking in de hoog- en laagwaterstanden.

Bij een toegenomen waterstand kan de getijvoortplanting van de getijgolf worden beïnvloed (bijvoorbeeld een grotere getijvoortplantingssnelheid bij grotere waterdiepten en een groter vloedvolume tijdens de waterstandverhoging). Deze meteorologische invloeden worden bij de bepaling van de indicatoren impliciet meegenomen. Zij introduceren van jaar op jaar een willekeurige component, die weliswaar grotendeels zal worden uitgemiddeld maar kan bijdragen aan een spreiding in de data.

Omdat de rekenparameter Jaargemiddeld hoogwater en de Jaargemiddelde significante golfhoogte zijn gebaseerd op jaargemiddelde waarden is de invloed van de meteorologie op de rekenparameters beperkt vanwege uitmiddeling van de data. Bij de rekenparameters 99-percentiel van de hoogwaterstanden en de cumulatieve verdeling van de significante golfhoogte komt het effect van de meteorologie sterker terug.

4.3 Geometrie en bathymetrie

Een getijgolf in een estuarium ondervindt een wisselwerking met zijn omgeving. In het horizontale vlak (planvorm) is dit de laterale begrenzing van het gebied. Door de convergentie (vernauwing) van het estuarium neemt de getijslag op de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde toe (‘shoaling’ of ‘funnelling’) in landwaartse richting. Bergende gebieden zorgen in het algemeen voor een demping van het getij en dus tot een verlaging van de hoogwaterstanden en een verhoging van de laagwaterstanden.

Daarnaast kan het gebied in longitudinale richting een beperkte lengte hebben met als gevolg reflectie van de getijgolf. Partiële reflectie treedt op bij obstakels, plotselinge

profielveranderingen (bijvoorbeeld waterbergende gebieden) en (scherpe) bochten. De reflectie van de getijgolf tegen de begrenzing van het estuarium bij Gent leidt tot een verhoging van de hoogwaterstand. Dit effect is vooral merkbaar in (het bovenstroomse deel van) de Zeeschelde.

In het verticale vlak vormt de bodem de begrenzing. Wrijving met de bodem leidt tot een geleidelijke dissipatie van de getijenergie, waardoor de getijslag gaande in bovenstroomse richting als gevolg van de ruwheid afneemt. De bodemruwheid wordt bepaald door de korrelruwheid als gevolg van wrijving langs het oppervlak en door de vormruwheid als gevolg van uitgeoefende drukkrachten op de bodemvormen. Hierdoor is de ruwheid niet constant maar afhankelijk van de hydraulische condities (waterdiepte, stroomsnelheid). De hydraulische condities zijn weer afhankelijk van de bedconfiguratie en de ruwheid. Van Rijn (1993) geeft een aantal ruwheidsvoorspellers, zoals beschikbaar in de literatuur. Geconcludeerd wordt, dat de ruwheid van een estuarium geen intrinsieke eigenschap is, maar dat deze kan variëren als functie van de sedimenteigenschappen en de hydro- en morfodynamica. Veranderingen in de ruwheid zijn vervolgens weer van invloed op de hydrodynamica, zoals de hoog- en laagwaters.

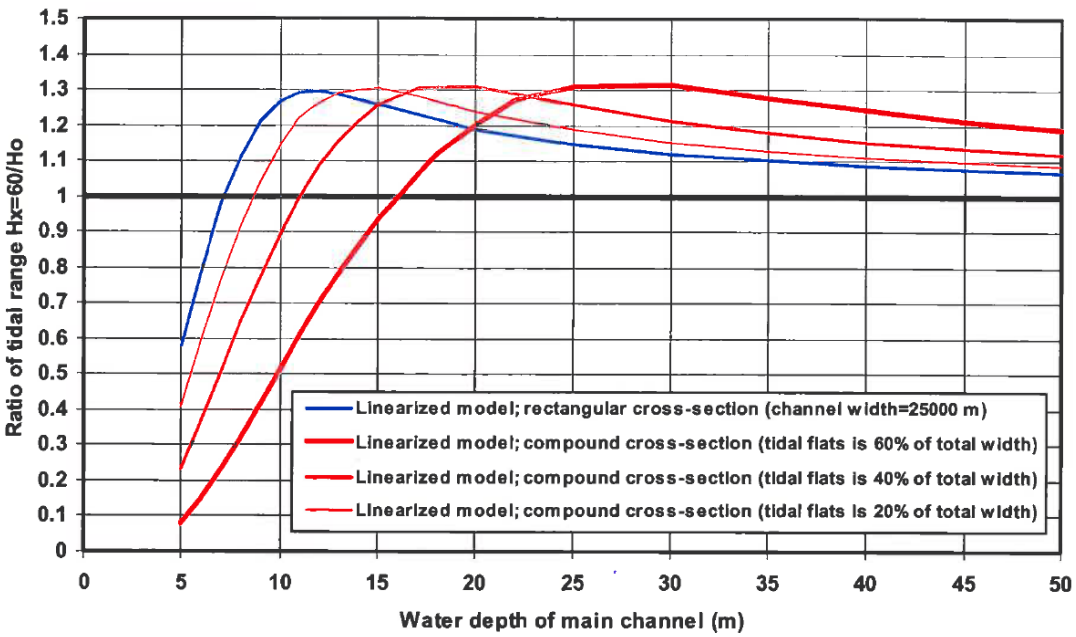
De geometrische en bathymetrische effecten hebben tot gevolg dat de verticale waterstandvariaties, en daarmee eveneens de stroomsnelheden, landwaarts zowel kunnen toenemen als afnemen afhankelijk van de dominantie van de onderliggende processen. In het eerste geval wordt gesproken van amplificatie en in het tweede geval van demping.

De bodem wordt gekarakteriseerd met het dwarsprofiel welke in lengterichting varieert. In het dwarsprofiel kan onderscheid worden gemaakt tussen het stroomvoerende oppervlak en het kombergende oppervlak. Bij het kombergende deel wordt gekeken naar het effect van inpolderingen (verandering geometrie, § 4.3.1) en bij het stroomvoerende deel (verandering bathymetrie, § 4.3.2) naar het effect van de waterdiepte en partiële reflectie (open of gesloten einde).

4.3.1 Effect van geometrie op de getijslag

De berging van water leidt tot een reductie van de getijvoortplantingssnelheid (en dus de looptijd) en de getijslag. Een geometrische aanpassing als een (lokale) vergroting van de berging is van invloed op de getijslag en daarmee op de hoog- en laagwaterstanden. Van Rijn (2010) berekent voor een convergerend estuarium met verschillende analytische en numerieke modellen de verhouding van de getijslag op x = 60 km en in de mond. Hierbij is de Westerschelde geschematiseerd met een convergentielengte van 25 km, wat betekent dat de breedte van het estuarium over deze lengte met een factor e (≈ 2,7) afneemt. De waterdiepte is gevarieerd tussen 5 en 20 m. Het estuarium is aan de bovenstroomse zijde niet of wel begrensd (resp. geen reflectie en wel reflectie). Ook de aanwezigheid van intergetijdengebied is gevarieerd tussen 0 – 60% van de totale breedte.

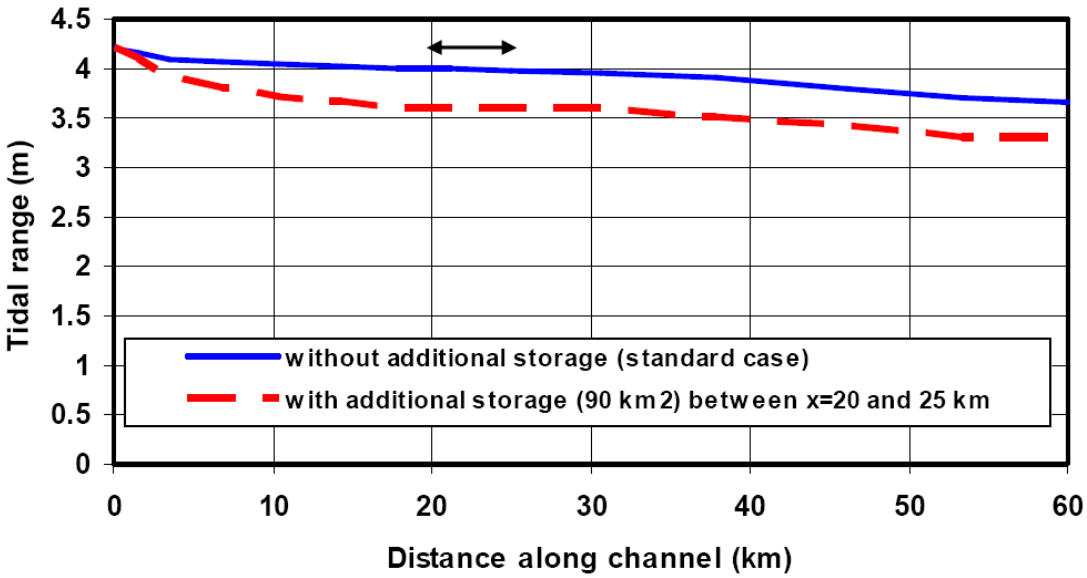
Figuur 4-1 toont de amplificatie van de getijslag als functie van de waterdiepte van de geul voor verschillende verhoudingen van de bergende breedte en de totale breedte (resp. 0%, 20%, 40%, 60%). De resultaten voor 0-20% zijn het meest representatief voor de Westerschelde. Voor dit bereik is de invloed van de vorm van het dwarsprofiel, en dus de aanwezigheid van intergetijdengebied, beperkt voor waterdiepten groter dan 10-15 m (20% berging leidt tot een iets grotere amplificatie dan geen berging). Voor waterdiepten kleiner dan 10 m geldt, dat een toename van het intergetijdengebied langs het gehele estuarium met 20% (gaande van de dunne rode lijn naar de blauwe lijn) resulteert in een afname van de amplificatie met ongeveer 20%.



Figuur 4-1: Relatie toename getijslag vs. waterdiepte voor verschillende bijdragen van de berging op de intergetijdengebieden (analytisch model) (Van Rijn, 2010).

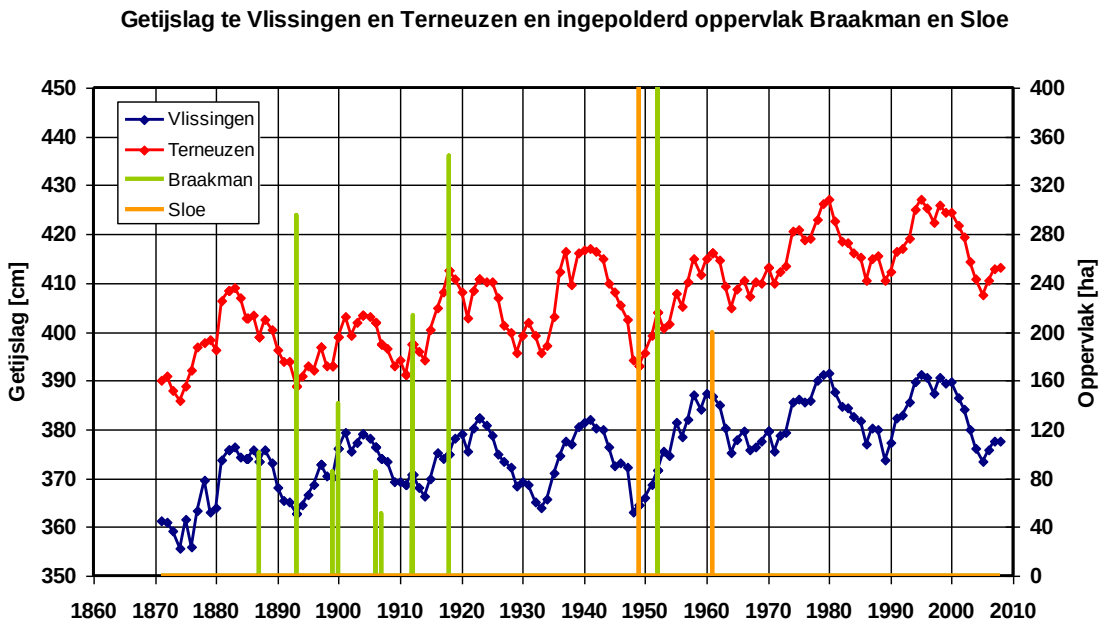
De invloed van de vorm van het profiel op de getijkarakteristieken is eveneens door Van Rijn (2010) nagegaan. Hierbij is halverwege een geschematiseerd estuarium een deel van de breedte alleen beschikbaar voor komberging (90 km^2), zie Figuur 4-2. Dit leidt tot een verkleining van de getijslag. De getijslag neemt af als de zijdelingse berging toeneemt.

De effecten kunnen afhangen van de locatie van het kombergend gebied langs het estuarium, afhankelijk van het extra kombergend volume in relatie tot het getijvolume ter plaatse van de komberging. Verder zijn er indirecte effecten op de langere termijn als de bodem zich aanpast aan de nieuwe hydrodynamica (Jeuken et al., 2008).



Figuur 4-2: Amplificatie getijslag tussen x = 60 km en mond voor een convergerend estuarium als functie van de diepte voor verschillende bijdragen van de intergetijdengebieden (Van Rijn, 2010).

Uit waarnemingen volgt, dat de getijslag in het estuarium de afgelopen 100 jaar is toegenomen. Gedurende deze periode is de grootschalige geometrie van het estuarium weinig veranderd. Er is een aantal inpolderingen geweest, maar ten opzichte van de schaal van het estuarium waren deze beperkt van omvang. Vaak lag de bodem al boven laagwater, zodat het effect van de inpoldering op het kombergend volume klein was. Figuur 4-3 toont de waargenomen getijslag in Vlissingen en Terneuzen en de momenten van inpolderingen van het Sloe en de Braakman. De grootste inpoldering met een oppervlak van 15 km^2 was die van de Braakman in 1952. Een *direct* effect van de inpolderingen op de getijslag blijkt niet in de waarnemingen naar voren te komen. De grootte van de inpolderingen was kennelijk te klein om een direct effect op de getijslag te kunnen opleveren. Bij stormvloed kan de extra berging wel een groot effect hebben. Indirect is het waarschijnlijk dat deze oppervlakteverandering wel doorwerkt in de geleidelijke veranderingen in de getijvoortplanting.

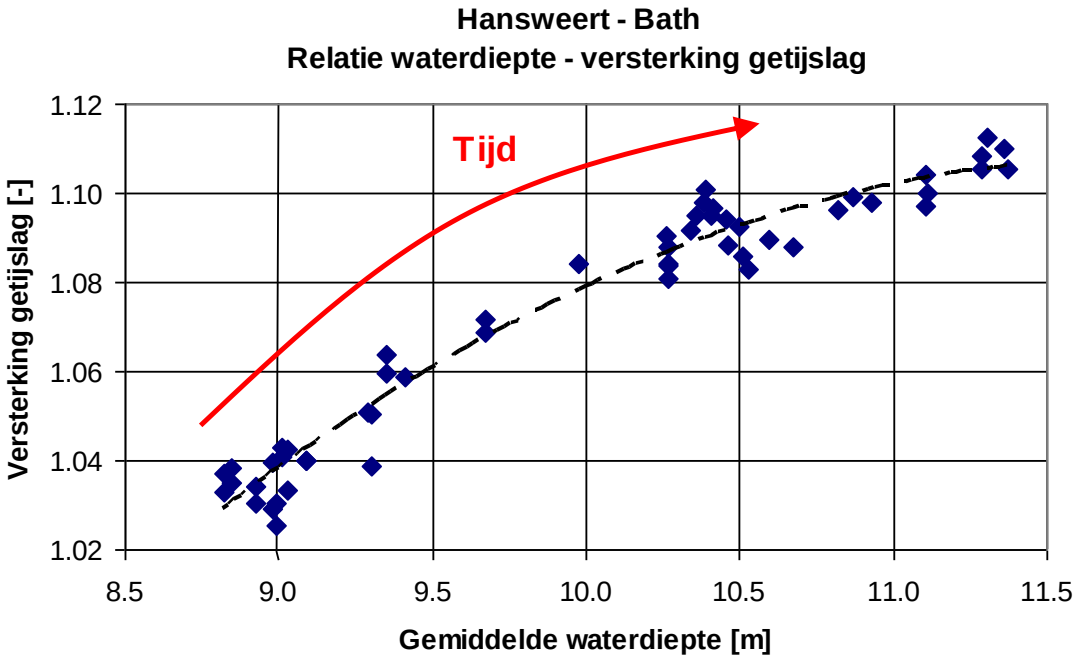


Figuur 4-3: Waargenomen getijslag in Vlissingen en Terneuzen en inpolderingen van het Sloe en de Braakman.

Voor de Westerschelde zijn de effecten van (kleine) inpolderingen op de getijslag gedurende de afgelopen 100 jaar dus klein gebleven.

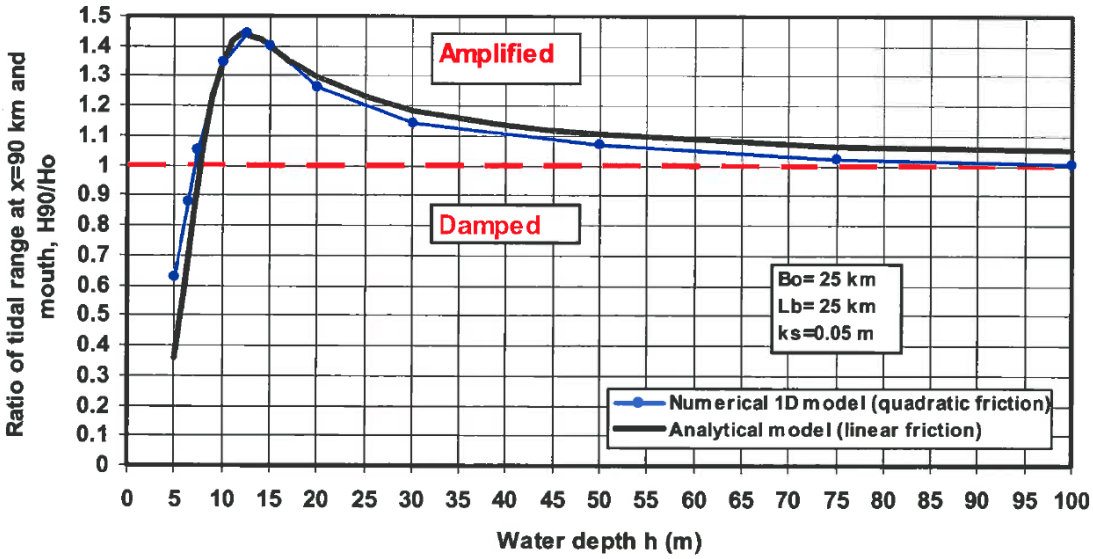
4.3.2 Effect van waterdiepte (bathymetrie) op de getijslag en getijvoortplanting

Voor het stroomvoerende oppervlak is de waterdiepte de bepalende factor met betrekking tot de getijvoortplanting. Een toename van de waterdiepte leidt tot een toename van de getijslag en is daarmee van invloed op de hoog- en laagwaterstanden in het estuarium. Pas bij zeer grote waterdiepten is weer sprake van een afname van de getijslag bij toenemende waterdiepte. Dit effect is duidelijk te zien in Figuur 4-1. De meest uitgesproken verandering m.b.t. de verandering van de getijslag heeft zich voorgedaan tussen 1970 en 1980 over het traject Hansweert-Bath. Tijdens deze periode is de geul verdiept en is de getijslag over dit traject toegenomen, zie Figuur 4-4.



Figuur 4-4: Relatie toename getijslag vs. gemiddelde waterdiepte tussen voor het traject Hansweert-Bath.

De relatie tussen de toename van de getijslag tussen twee stations en de waterdiepte wordt getoond in Figuur 4-5. Bij toenemende waterdiepte neemt de amplificatie van de getijslag (d.i. de toename van de getijslag in het estuarium ten opzichte van de getijslag in de monding) eerst toe tot een waarde van ongeveer 1,4 en vervolgens bij zeer grote waterdiepten weer af tot 1 (de getijgolflengte is dan zeer groot en de getijslag in het estuarium is dan gelijk aan die in de monding). De toename van de amplificatie met de waterdiepte bij kleine waterdiepten is het gevolg van de afnemende invloed van de ruwheid; bij grotere waterdiepten zijn de energieverliezen t.g.v. wrijving langs de bodem kleiner.

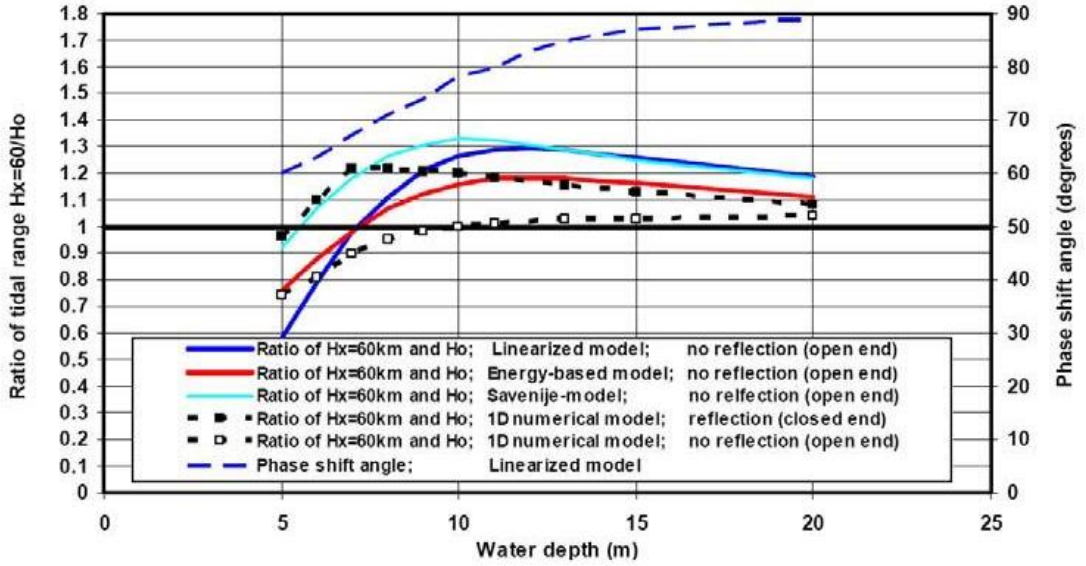


Figuur 4-5: Relatie toename getijslag vs. waterdiepte (analytisch en 1D-numeriek model) (Van Rijn, 2011).

Indien de getijvoortplanting tussen twee locaties wordt beschouwd, zal het gemiddelde dwarsprofiel tussen beide locaties bepalend zijn. In dat geval kan worden uitgegaan van een hypsometrische curve, die voor elk niveau het denkbeeldige wateroppervlak specificeert. Uit de hypsometrische curve kan dan het watervolume in de geul en het

watervolume op het intergetijdengebied worden afgeleid voor het beschouwde traject. Hierbij dient in de Westerschelde tevens onderscheid te worden gemaakt tussen de vloed- en de ebgeul, omdat ten gevolge van het verschil in waterdiepte in beide geulen de getijgolf zich met verschillende snelheden door het estuarium voortbeweegt. Een verandering in deze verschillende voortplantingssnelheden kan van belang zijn voor de aanwezigheid en dynamiek van kortsluitgeulen (zie communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem*).

Figuur 4-6 geeft de amplificatie van de getijslag tussen x = 60 km en de monding ter hoogte van de raai Westkapelle-Cadzand. Hieruit volgt dat de amplificatie eerst toeneemt bij toenemende waterdiepte (in het gehele estuarium) en vervolgens weer afneemt. Vergelijking van de beide numerieke simulaties met resp. open en gesloten bovenstroomse rand (zwarte stippellijnen) toont het effect van de reflectie van de getijgolf. Met reflectie is de amplificatie groter dan zonder reflectie. Volgens het lineaire model neemt het faseverschil tussen het verticale en horizontale getij toe van 60 graden (~ 2 uur) bij een waterdiepte van 5 m tot 90 graden (~ 3 uur) voor zeer grote waterdiepten (blauwe onderbroken lijn).



Figuur 4-6: Amplificatie getijslag tussen x = 60 km en mond voor een convergerend estuarium en faseverschil tussen verticaal en horizontaal getij als functie van de diepte (Van Rijn, 2010)

5 Literatuur

Jeuken, M.C.J.L., Z.B. Wang, D. Keiller (2008). Impacts of setbacks on the estuarine morphology. River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2007, Dohmen-Janssen en Hulscher (eds), Taylor en Francis Group, London, ISBN 978-0-415-45363-9.

Kuijper, K., en Lescinski, J. (2013). Data analyses water levels ebb and flood volumes and bathymetries Western Scheldt, LTV V&T rapport G-05, March 2013.

Van Rijn, L.C. (1993). Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas, Amsterdam, Aqua Publications.

Van Rijn, L.C. (2010). Tidal phenomena in the Scheldt Estuary, Report 1202016, Deltares.

Bevaarbaarheid

1 Inleiding

De bevaarbaarheid van het Schelde-estuarium wordt bepaald door de waterdiepte en breedte van de vaarweg en de (dwars)stromingen. De waterdiepte varieert door het estuarium en is ook afhankelijk van het getij.

1.1 Achtergrondkader

In de langetermijnvisie zijn streefbeelden voor 2030 gedefinieerd voor de fysieke systeemkenmerken, de veiligheid tegen overstromen, de toegankelijkheid van de Schelde-havens en de natuurlijkheid van het estuarium. De streefbeelden uit de langetermijnvisie zijn uitgewerkt in de Ontwikkelingsschets 2010. Deze geeft maatregelen om veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid op de middellange termijn te verbeteren. Hierbinnen is door Vlaanderen en Nederland besloten de vaargeul te verruimen, met als voorwaarde zo min mogelijk negatieve effecten op de natuur, het milieu en de ruimtelijke structuur. Dit laatste houdt in dat het dynamische karakter van het estuarium behouden moet blijven.

De communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* richt zich op het inzicht verkrijgen in het functioneren van de waterbeweging in relatie tot de hoofdfunctie toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. Hierbij worden eventuele ontwikkelingen in scheepstypen, geulwandbestortingen, wrakverwijdering, externe veiligheid (vervoer gevaarlijke stoffen, risicocontouren) e.d. buiten beschouwing worden gelaten. Ook het garanderen van een veilige doorvaart voor schepen in het Schelde-estuarium vormt geen onderdeel van de Evaluatiemethodiek, omdat dit gebeurt door de Gemeenschappelijke Nautische Autoriteit (GNA).

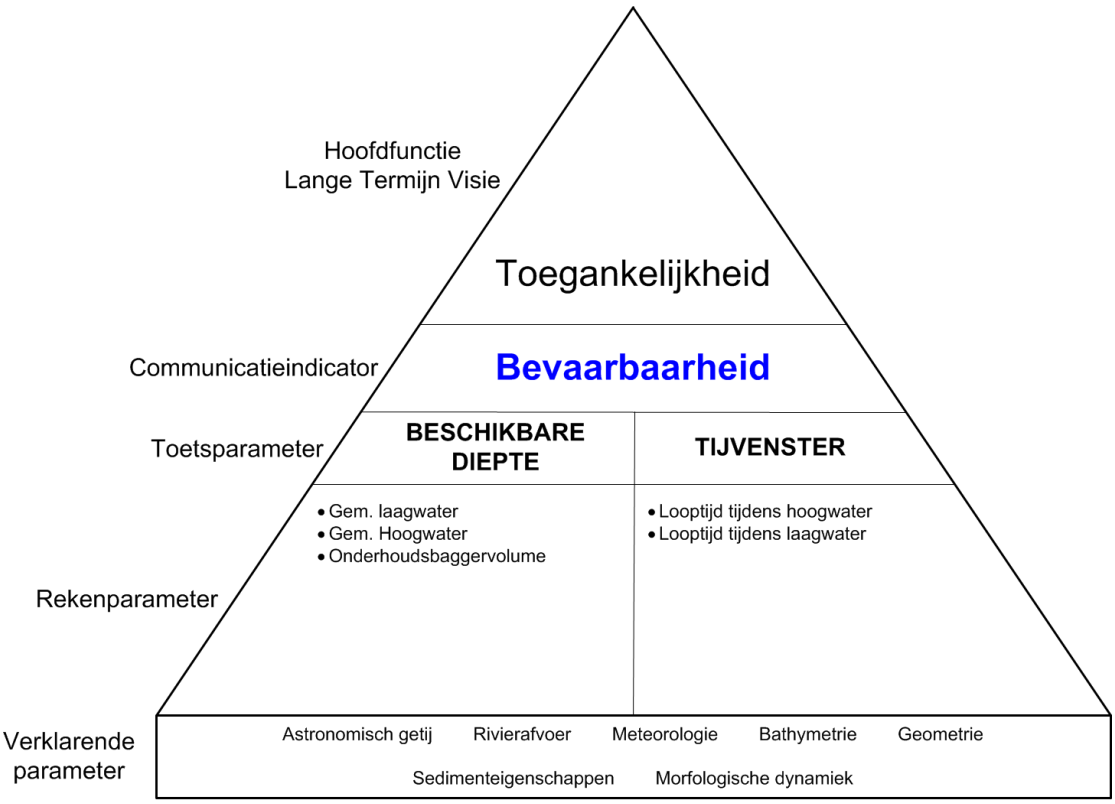
1.2 Werkwijze

Het uitgangspunt van de evaluatie voor de bevaarbaarheid zijn de systeemaspecten die de bevaarbaarheid mogelijk kunnen beïnvloeden. Hieronder wordt verstaan de ontwikkeling van de waterstand en dan vooral de laagwaterstand en de vaargeuldiepte en -breedte. De voortplantingssnelheid van het laag- en hoogwater en de vorm van de getijcurve zijn mede bepalend voor de looptijd van het getij (het tijvenster) ten behoeve van de getijgebonden scheepvaart. Tot slot geeft het volume dat gebaggerd wordt om de vaargeul op diepte te houden geeft ook informatie over eventuele veranderingen in de toegankelijkheid van het estuarium. Dit resulteert in twee **toetsparameters**: Beschikbare diepte en de Looptijd getij.

De **rekenparameters** bij de toetsparameter Beschikbare diepte bestaan uit het gemiddeld hoogwater, het gemiddeld laagwater en het onderhoudsbaggervolume. Voor de Looptijd van het getij wordt gekeken naar de looptijd tijdens hoogwater en de looptijd tijdens laagwater. Voor deze rekenparameters zijn geen kwantitatieve criteria opgesteld omdat deze indicator enkel uitspraken doet over de trendontwikkeling zonder een waardeoordeel met betrekking tot de toegankelijkheid te geven. Wel wordt aangegeven of een toename of afname van de trend van uit het systeem gezien positief of negatief is.

Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring voor de veranderingen. Gelijk aan de communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging* zijn de verklarende parameters voor de communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* de hydrodynamische randvoorwaarden, de

geometrie (horizontale begrenzing) en de bodem (verticale begrenzing). Aangevuld met morfologische dynamiek en sedimenteigenschappen.



Figuur 1-1: Weergave communicatie-indicator Bevaarbaarheid en onderliggende toets-, reken- en verklarende parameters.

1.2.1 Dwarsstromingen

Dwarsstromingen kunnen hinderlijk zijn voor de scheepvaart. Oostelijk van de Platen van Ossenisse in het Zuidergat kunnen de dwarsstromingen periodiek zo sterk worden dat zij een veilige doorvaart van schepen bemoeilijken. De lokale morfologie en de veranderingen daarin (bijv. de autonome evolutie van de plaat in de richting van de geul) zijn hoogstwaarschijnlijk bepalend voor de ontwikkeling van de dwarsstromingen (al is dit nog niet aangetoond). De loodsen en verkeerscentrales worden momenteel tijdig gewaarschuwd, zodat kan worden geanticipeerd op het optreden van dit fenomeen. Ook de toename van stroomsnelheden in scherpe bochten is hinderlijk voor de scheepvaart.

In het verleden is met een numeriek model onderzoek naar deze problematiek verricht (Decrop et al., 2009, en Verheyen et al., 2011). Momenteel wordt in het onderzoek binnen LTV O&M geïnvesteerd in de voorspelkracht van het model en kennis over de invloedsfactoren. Het numerieke model is echter nog niet met voldoende betrouwbaarheid beschikbaar. Dwarsstromingen zijn niet opgenomen als toetsparameter, omdat scheepvaart binnen de verantwoordelijkheid valt van de GNA en er op dit moment geen goede toetsparameter met criteria is om de systeemveranderingen te toetsen, die met de dwarsstromingen samenhangen. In het programma de Agenda van de Toekomst zijn de dwarsstromingen daarom ook geagendeerd als onderwerp van onderzoek.

Binnen de Afdeling Zeeschelde loopt momenteel een integrale studie m.b.t. de Boven-Zeeschelde (betreffende o.a. een duurzaam beheerplan). Mochten er op basis van deze studie redenen zijn om binnen de Evaluatiemethodiek aanpassingen uit te voeren, dan kan dit bij een volgende herziening van de Evaluatiemethodiek worden opgenomen. Op korte termijn zal een duurzaam profiel worden geïmplementeerd in overeenstemming met de huidige CEMT-classificatie (classificatie van afmetingen van vaarwegen) van de rivier.

Dit profiel is te beschouwen als het te onderhouden vergunde profiel ten behoeve van de scheepvaart. In de toekomst wordt onderzocht of een upgrade naar een volledige Va-vaarweg (voor langere, bredere schepen met grotere diepgang) tot de mogelijkheden behoort en/of het tijvenster voor de schepen kan worden vergroot waarbij de functies veiligheid en natuurlijkheid eveneens worden bestudeerd en opgenomen.

1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

De communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* wordt voor het gehele estuarium bepaald. Hierbij moeten zowel de hoofd- als de nevengeulen in beschouwing worden genomen. De waterstandsmeetstations (zie Tabel 1-1) worden gebruikt om de gemiddelde hoog- en laagwaterstanden af te leiden. Ook worden de waterstandsmetingen gebruikt voor het bepalen van de looptijd.

2 Toetsparameter: Beschikbare diepte

2.1 Inleiding

Op dit moment, na de derde verdieping, is de toegang tot de Haven van Antwerpen voor getij-ongebonden vaart met een diepgang van 13,1 m gegarandeerd. De doorvaart wordt gegarandeerd bij extreem laagwater. Als referentieniveau hiervoor geldt het Lowest Astronomical Tide (LAT)[2]. Omdat rekening wordt gehouden met een bruto kielspeling van 10% op het traject Vlissingen – Antwerpen dient de bodem op minimaal 14,5 m beneden LAT te liggen, de zgn. interventiediepte. Dit wordt gerealiseerd door het uitvoeren van onderhoudsbaggerwerk ter plaatse van de drempels in het estuarium. Om minder frequent te hoeven baggeren wordt een overdiepte gehanteerd, terwijl additioneel een baggertolerantie is toegestaan, waardoor de diepte (tijdelijk) groter kan zijn dan -14,5 m LAT. Schepen met een diepgang groter dan 13,1 m (de getijgebonden scheepvaart) kunnen de hogere waterstanden buiten de periode rond laagwater benutten om de drempels veilig te passeren (het tijvenster). Zo kunnen schepen met een diepgang tot 16,2 m de haven van Antwerpen bereiken.

De Zeeschelde is een getijdenrivier en vormt voor de binnenscheepvaart de verbinding van de haven van Antwerpen met het bovenstroomse gebied. De Zeeschelde vormt stroomopwaarts van Antwerpen de verbinding tot het Zeekanaal (ook Zeeschepen). De Boven-Zeeschelde is door de EU opgenomen in het Trans Europees Netwerk (TEN) van de waterwegen wat inhoudt dat ze bevaarbaar dient te zijn voor schepen van de klasse IV, geschikt voor containertransport. Het instandhouden van klasse IV zal enig onderhoudsbaggerwerk vereisen. (Als de vaarweg wordt opgeschaald naar klasse Va zal er aanleg- en onderhoudsbaggerwerk zijn.)

Voor de bevaarbaarheid is niet enkel de diepte maar ook de breedte van belang. Daarnaast is de ontwikkeling van de jaargemiddelde hoogwaters van belang voor de bevaarbaarheid van de Boven-Zeeschelde, omdat hier naast de diepte ook de hoogte van bruggen een belemmering kan zijn voor de bevaarbaarheid.

2.2 Effecten van veranderingen

2.2.1 Hoog- en laagwaterstanden

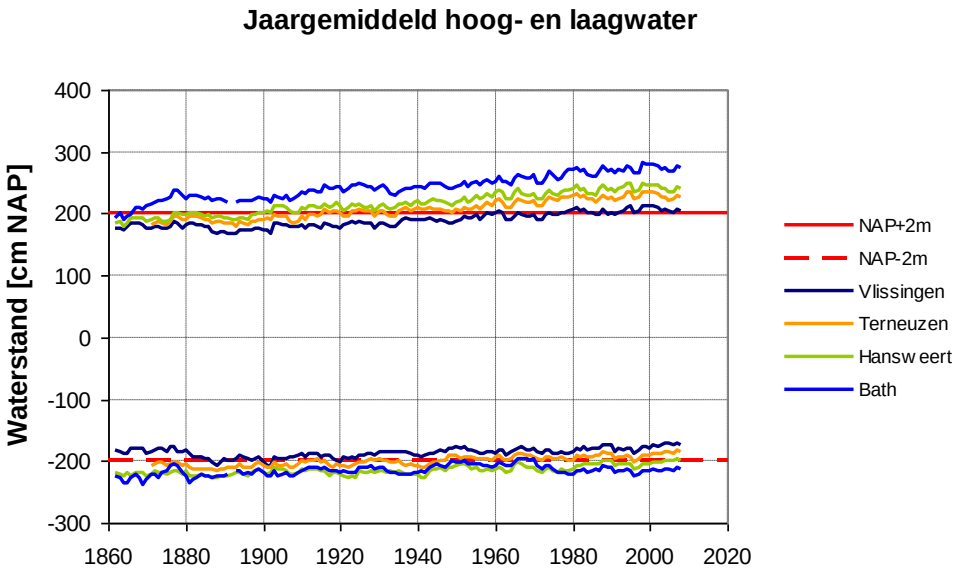
De gemiddelde hoogwaterstanden in het estuarium zijn de afgelopen eeuwen gestegen. Sinds eind 19^{e} eeuw tonen de continue meetregistraties langs het estuarium een trendmatige toename. De laagwaterstanden in het estuarium zijn sinds eind 19^{e} eeuw minder veranderd dan de hoogwaterstanden. In de Westerschelde is er sprake geweest van een lichte stijging (hoger laagwater) m.u.v. de laagwaterstand gemeten in Bath waar tussen 1970 en 1980 de laagwaterstand is gedaald. Sinds 1980 lijken de laagwaterstanden gestabiliseerd of er is sprake van een geringe stijging.

In de Beneden-Zeeschelde zijn de laagwaterstanden tussen 1900 en 1970 weinig veranderd. Tussen 1970 en 1980 is sprake van een daling, gevolgd door een periode tot heden met de laagwaterstanden op een min of meer onveranderlijk niveau.

Figuur 2-1 geeft als voorbeeld de jaargemiddelde hoog- en laagwaterstanden in de Westerschelde sinds het einde van de 19^{e} eeuw. Uit de resultaten volgt dat de trendmatige toename en de 18,6-jaar variaties (dit laatste is op deze schaal niet goed te

[2] LAT is de waterstand van het laagst optredende astronomisch getij.

zien) zoals die in Vlissingen aanwezig zijn, van invloed zijn op de veranderingen in de Westerschelde.



Figuur 2-1: Jaargemiddelde hoog- en laagwater in de Westerschelde.

De jaargemiddelde hoog- en laagwaters in het estuarium worden beïnvloed door externe factoren met een trendmatige verandering op de tijdschaal van een eeuw en een periodieke variatie op een tijdschaal van 18,6 jaar.

2.2.2 Baggerinspanning

De diepte en breedte van de vaargeul wordt op peil gehouden door middel van baggeren. De **grootte van de baggerinspanning** geeft een indruk van de samenhangende systeemveranderingen. Wanneer de gewenste vaardiepte niet wijzigt, kunnen veranderingen in het onderhoudsbaggervolume een indicatie zijn dat er veranderingen zijn opgetreden in het systeem. Veranderingen in het baggervolume kunnen het gevolg zijn van veranderingen in de hydrodynamica, de bodemligging en de sedimenteigenschappen, maar kan ook veroorzaakt worden door de morfologische dynamiek van het systeem (communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem*).

Het gebaggerde materiaal bestaat uit zand en slib. In de Beneden-Zeeschelde wordt meer slibrijk sediment gebaggerd dan in de Westerschelde. Het onderscheid tussen zandig en slibrijk sediment moet geregistreerd worden.

Naast het onderhoudsbaggerwerk aan de geulen wordt er ook onderhoudsbaggerwerk in de havens uitgevoerd. In de havens accumuleert vooral slib, omdat de stroomsnelheden laag zijn. De hoeveelheid materiaal dat in de havens terecht komt is ook afhankelijk van het systeemgedrag. Hierbij speelt de slibhuishouding een veel grotere rol dan voor de vaarweg. Daarom moet de grootte van de baggerinspanning van de havens apart worden beschouwd.

De afgelopen decennia heeft het totale baggervolume in de Westerschelde grote fluctuaties gekend, van enkele miljoenen m^3/jaar in 1930 tot maximaal 14 miljoen m^3/jaar (in situ) tijdens de verruimingen tussen 1970 en 1980 en in de tweede helft van de 90-er

jaren (d.i. inclusief het aanlegbaggerwerk)[3]. Een deel van het onderhoudsbaggerwerk had betrekking op het op diepte houden van de drempels en een deel op baggeren op andere locaties, zoals langs de plaatranden. In 2009 bedroeg het baggervolume in de Westerschelde 7,8 miljoen m^3 en in 2010 (het jaar van de derde verruiming) 14,7 miljoen m^3 (in situ).

In de Beneden-Zeeschelde heeft vanaf 1980 het onderhoudsbaggervolume gevarieerd tussen 2,5 en 4 miljoen m^3/jaar. Dit heeft vooral betrekking op de baggerwerkzaamheden ter plaatse van de drempels.

2.3 Rekenparameters en criteria

2.3.1 Gemiddeld hoog- en laagwater

Het gemiddelde hoog- en laagwater wordt bepaald als het rekenkundige gemiddelde van alle opgetreden hoog- en laagwaterstanden in een kalenderjaar in het estuarium. Deze rekengrootheden hebben vooral betrekking op het astronomische getij.

De hoog- en laagwaterstanden in een aantal stations buiten het estuarium (Westkapelle en Cadzand in de monding, Oostende langs de kust en Europlatform op de Noordzee) fungeren als referentie. Op deze wijze kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen *in* het estuarium hun oorzaak vinden binnen of buiten het estuarium (zie ook *Dynamiek Waterbeweging*).

Voor de evaluatie van de hoog- en laagwaters wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 1900. Door eerst een 95%-predictie-interval en een betrouwbaarheidsinterval te bepalen kan geëvalueerd worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen.

Bij de evaluatie moet rekening worden gehouden met de variatie als gevolg van de 18,6-jarige cyclus. Daarom wordt niet een absolute afname van het laag- en hoogwater maar een extra afname t.o.v. de historische trend als een ongunstig ontwikkeling gezien. Het opnemen van de 18,6-jarige cyclus in het statistisch model (zie Figuur 2-1 in *Dynamiek Waterbeweging*) is in de T2009 moeilijk gebleken, omdat niet voor alle stations een statistisch significante cyclus kan worden gefit. Daarom kan de 18,6-jarige cyclus buiten het statistisch model worden beschouwd, als verklarende parameter.

De getijslag is een verklarende parameter in de communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging*. De jaargemiddelde hoog- en laagwaterstanden zijn hier dus al aan de orde gekomen.

2.3.2 Onderhoudsbaggervolume

Het **onderhoudsbaggervolume van de vaarweg** is het totale baggervolume, dat jaarlijks nodig is voor het onderhoud van de vaargeul en eventueel de nevengeul. Hierbij wordt het zandige en het slibrijke sediment apart geregistreerd. Apart hiervan wordt ook de ontwikkeling in het **onderhoudsbaggervolume van de havens** vastgesteld, voor elk havenbekken afzonderlijk.

[3] De eerste verdieping (jaren '70) en de tweede verruiming (1998 – 2001) hebben niet geleid tot een substantieel hoger niveau onderhoudsbaggervolume in de Westerschelde. Wel zijn de variaties groot geweest, onder meer omdat het aanlegbaggerwerk en het onderhoudsbaggerwerk in de data niet kunnen worden onderscheiden.

Eventuele veranderingen in de interventiediepte, de stortstrategie en/of de baggertechniek moeten meegenomen worden in de analyse, aangezien dit van invloed is op het onderhoudsbaggervolume.

De lineaire trend door de onderhoudsbaggervolumes van de periode na de derde verruiming (vanaf 2011) moet in principe horizontaal lopen als er geen significante veranderingen optreden. Als de trend een stijging laat zien, die groter is dan wat op basis van meetonnauwkeurigheden en jaar-op-jaar variatie verwacht mag worden, wordt de rekenparameter negatief beoordeeld. Een toename van het onderhoudsbaggervolume wordt dus als ongunstig gezien. Een afname is gunstig, hoewel deze ook kan duiden op veranderingen in het systeem.

2.4 Samenvatting en evaluatie

De evaluatie van de communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* gebeurt op basis van een vergelijking met historische trends voor de rekenparameters.

Tabel 2-1: Evaluatie rekenparameters voor de toetsparameter Beschikbare diepte

Toetsparameter Beschikbare diepte	
Rekenparameter	**Evaluatie**
Onderhoudsbaggervolume	Een stijgende lineaire trend door de onderhoudsbaggervolumes vanaf 2011 wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.
Gemiddeld hoog- en laagwater	Vergelijking t.o.v. de historische trends op basis van waarnemingen sinds 1900 en het opstellen van betrouwbaarheidsintervallen. Een ontwikkeling waarbij de waarde van het hoog- en/of laagwater buiten de intervallen valt wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling. Voor het gemiddeld hoogwater kan worden verwezen naar de communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging*.

3 Toetsparameter: Looptijd getij

3.1 Inleiding

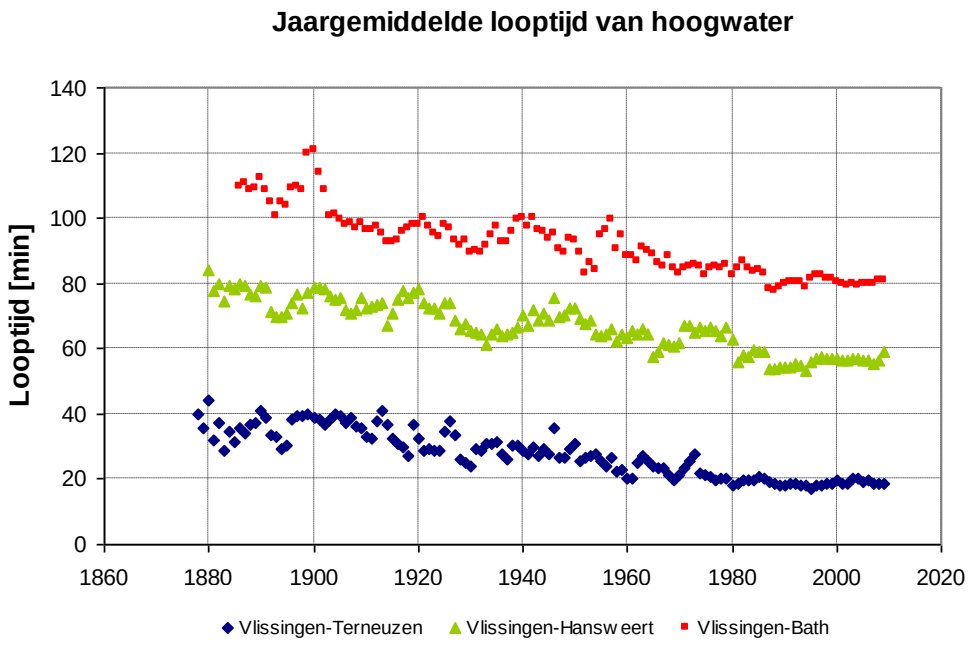
De getijgebonden scheepvaart heeft een waterdiepte nodig, die groter is dan de beschikbare diepte van -13,1 m LAT en die slechts een deel van het getij beschikbaar is, het tijvenster. Naar gelang de diepgang van een schip groter is, is er een kleiner tijvenster beschikbaar.

Voor de grootte van het tijvenster is naast de hoog- en laagwaterstanden de voortplantingssnelheid van de hoog- en laagwaterstanden en de vorm van de getijcurve van belang. Een hogere voortplantingssnelheid betekent een kortere looptijd van het getij en een verkleining van het tijvenster voor de getijgebonden scheepvaart. De bevaarbaarheid van het estuarium neemt hierdoor af[4].

3.2 Effecten van veranderingen

3.2.1 Looptijd van hoog- en laagwaterstand

Uit het verschil van de tijdstippen van hoog- en laagwater tussen twee opvolgende meetstations volgt de looptijd. Indien de voortplantingssnelheden van het hoog- en laagwater verschillend zijn treedt vervorming van de waterstandcurve op. Ook door andere niet-lineaire effecten kan vervorming van de waterstandcurve optreden. Deze getijasymmetrie uit zich door een verschil in duur van het opgaande tij (tijdsverschil tussen hoogwater en het voorafgaande laagwater) en van het afgaande tij (tijdsverschil tussen laagwater en het voorafgaande hoogwater) in een locatie.

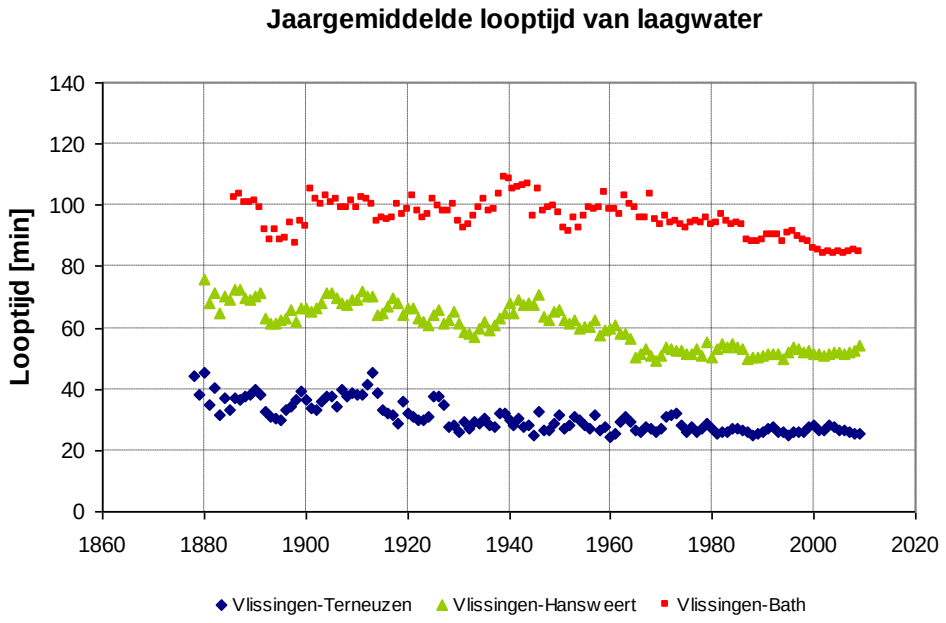


Figuur 3-1: Jaargemiddelde looptijd hoogwater.

[4] De waargenomen gemiddelde veranderingen per jaar zijn echter klein, zodat significante effecten pas merkbaar worden op de langere termijn.

Gedurende de afgelopen eeuw is de looptijd van het hoogwater in de Westerschelde afgenomen doordat de voortplantingssnelheid, vooral over het traject Vlissingen-Terneuzen, is toegenomen (bijna verdubbeld) (Figuur 3-1). Tussen Terneuzen en Bath zijn de veranderingen veel minder groot geweest.

De voortplantingssnelheid van het laagwater is tussen Vlissingen en Hansweert eveneens toegenomen (Figuur 3-2), terwijl tussen Hansweert en Bath de voortplantingssnelheid momenteel niet verschilt van die aan het begin van de 20^{e} eeuw.



Figuur 3-2: Jaargemiddelde looptijd laagwater.

Het cumulatieve effect van de veranderingen per sectie heeft ertoe geleid, dat de gemiddelde looptijd van het hoog- en laagwater tussen Antwerpen en Vlissingen gedurende de afgelopen 100 jaar met ongeveer 45 min is afgenomen (~25-30%).

Voor de Beneden-Zeeschelde is vooral de voortplantingssnelheid van het laagwater toegenomen. De voortplantingssnelheid van het hoogwater is niet of in mindere mate groter geworden.

3.3 Rekenparameters en criteria

3.3.1 Looptijd hoog- en laagwater

De looptijd van een hoogwater tussen twee stations wordt bepaald door het tijdstip van optreden van dit hoogwater in het landwaartse station minus het tijdstip van optreden in het zeewaartse station. De looptijden worden bepaald voor alle opgetreden hoog- en laagwaterstanden in een jaar en vervolgens rekenkundig gemiddeld.

Ook hier kan gewerkt worden met een 95%-predictie-interval aan de hand waarvan geëvalueerd kan worden of de nieuwe waarnemingen binnen deze intervallen liggen. Bij de evaluatie moet ook hier rekening gehouden worden met de 18,6-jarige cyclus. Daarom zal niet een absolute afname van de looptijden maar een extra afname t.o.v. de historische trend als ongunstige ontwikkeling worden gezien. Met behulp van statistische methoden kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen significant zijn.

3.4 Samenvatting en evaluatie

Een afname van de looptijd tijdens het hoog- en laagwater wordt als een ongunstige ontwikkeling voor de bevaarbaarheid gezien, in het bijzonder voor de getijgebonden scheepvaart.

Tabel 3-1: Evaluatie rekenparameter voor de toetsparameter Tijvenster

Toetsparameter Tijvenster	
Rekenparameter	**Evaluatie**
Looptijd hoog- en laagwater	Vergelijking t.o.v. historische trends op basis van waarnemingen sinds 1900 en het opstellen van 95%-predictie-intervallen. Een ontwikkeling waarbij de waarde van het de looptijden buiten de intervallen valt wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.

4 Verklarende parameters

4.1 Inleiding

De verklarende parameters als onderdeel van de communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* zijn:

- Hydrodynamische randvoorwaarden
  - Astronomisch getij (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
  - Zeespiegelstijging (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
  - Rivierafvoer (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
  - Meteorologie (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
- Bathymetrie en geometrie (Verklarende parameter *Dynamiek waterbeweging*)
- Sedimenteigenschappen
- Morfologische dynamiek (*Plaat- en geulsysteem*)

Elk van deze parameters beïnvloedt één of meerdere rekenparameters. Hoe de hydrodynamische randvoorwaarden, de bathymetrie en de geometrie de waterstanden in het estuarium beïnvloeden wordt toegelicht in de communicatie-indicator Dynamiek waterbeweging. De invloed van sedimenteigenschappen en de morfologische dynamiek op de rekenparameters wordt hieronder kort toegelicht.

4.2 Sedimenteigenschappen

Het onderhoudsbaggervolume in de vaargeul en in de havens wordt behalve door de lokale hydrodynamiek en de bodemligging ook bepaald door de eigenschappen van het sediment. Het betreft de korrelgrootteverdeling van het sediment en in het bijzonder de fracties zand en slib. Veranderingen in deze verdeling kunnen van invloed zijn op de grootte van het baggervolume. Vooral in de havens, waar het fijne sediment een groot aandeel heeft in de netto sedimentatie, kunnen veranderingen in het aanbod van deze fractie het baggervolume beïnvloeden. Aanbevolen wordt de samenstelling van het gebaggerde materiaal te monitoren.

4.3 Morfologische dynamiek

De netto sedimentatie op de drempels in de vaargeul vindt plaats op de mesoschaal als onderdeel van het morfodynamische plaat-geul systeem. Bodemveranderingen op deze schaal zijn van invloed op de hydrodynamiek en daarmee op de sedimentatie en de hoeveelheid te baggeren sediment. Verder is het opschuiven van platen in de richting van de vaargeul van invloed op het onderhoudsbaggerwerk. Deze ontwikkelingen worden verder geëvalueerd als onderdeel van de communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem*. Bij de verklarende parameters wordt onder andere gekeken naar dieptekaarten en erosie/sedimentatie kaarten, die een eerste beeld geven van de morfologische dynamiek.

5 Literatuur

Decrop B., De Clercq B., Vanlede J., Van Holland G., Ides S., Plancke Y., De Mulder T. en Mostaert F. (2009). Dwarsstromingen Ossenisse-Zuidergat – rapport numeriek modelonderzoek. WL Rapporten 753_07. Waterbouwkundig Laboratorium en IMDC rapport nr. I/RA/11313/09.009/BDC, Antwerpen, België.

Verheyen B., Vanlede J., Plancke Y. en Mostaert F. (2011). Beheersbaarheid groene boeienzijde: scenario onderzoek met het numeriek instrumentarium voor dwarsstromingen Ossenisse-Zuidergat. WL Rapporten 753_14. Waterbouwkundig Laboratorium en IMDC rapport nr. I/RA/11313/11.019/VBA, Antwerpen, België.

Plaat- en geulsysteem

1 Inleiding

1.1 Achtergrondkader

Dit hoofdstuk beschrijft de morfologie als drager van de drie LTV functies (Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid). Het is een zelfstandige communicatie-indicator, maar deze heeft in tegenstelling tot de andere communicatie-indicatoren, geen piramide en geen beoordeling. De reden hiervoor is dat de evaluatie en waardering afhankelijk is van de functie van waaruit ze bekeken wordt. Hoewel er wel visies op het morfologisch-hydrodynamisch systeem zijn (LTV en andere beleidsdocumenten), geven deze geen basis voor een ondubbelzinnig oordeel.

Het in 2014 gestarte programma 'Agenda voor de Toekomst' beoogt hierover te adviseren en de daaruit voortvloeiende over operationele doelen voor het morfologisch beheer te geven. Als de operationele doelen zijn vastgesteld, kan er een beoordeling (incl. piramide) worden opgesteld voor de communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem*.

Dit hoofdstuk geeft aan hoe met een groot aantal verklarende parameters (zie Tabel 1-1) tot een volledige beschrijving van de hydro- en morfodynamiek wordt gekomen. Anders dan bij de andere communicatie-indicatoren, waar een indeling in toetsparameters is aangehouden, wordt in dit hoofdstuk een indeling naar deelsysteem gehanteerd. Er is onderscheid in de drie deelsystemen van het Schelde-estuarium: de monding, het meergeulensysteem (Westerschelde) en het ééngeulsysteem, dat vervolgens nog is verdeeld in de Beneden- en Boven-Zeeschelde[5].

Tabel 1-1: Overzicht van verklarende parameters voor de verschillende deelsystemen

Monding	Meergeulensysteem	Eengeulsysteem
dieptekaart erosie/sedimentatiekaart volume van ingrepen	dieptekaart erosie/sedimentatiekaart rs-β hypsometrische curve zandbalans getijslag watervolume geulen volume van ingrepen getijweglengte gemiddelde geuldiepte kantelindex verhouding getijvolumes stortcapaciteit sedimenttransportcapaciteit korrelgrootteverdeling aantal kortsluitgeulen omvang kortsluitgeulen patroon/migratie kortsluitg. verhangindicator	dieptekaart erosie/sedimentatiekaart rs-β kronkelfactor getijdoordringing zandbalans getijslag volume van ingrepen

[5] Ze zijn beiden deel van het ééngeulsysteem, maar kennen zeer verschillend beheer, gebruik en natuurwaarden.

De systematische aanpak is voor het meergeulensysteem beschreven in paragraaf 3.3. De systeembeschrijvingen zijn weer verklaringen (verklarende parameters) voor de ontwikkelingen in communicatie-indicatoren, vooral voor *Dynamiek Waterbeweging*, *Bevaarbaarheid* en *Leefomgeving*.

1.2 Werkwijze

De hydro- en morfodynamiek wordt gekenmerkt door veranderingen van patronen en processen in tijd (dynamiek) en ruimte (gradiënten). Hierbij worden de volgende ruimteschalen onderscheiden:

1. **Grootschalige dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van het deelsysteem als geheel.
2. **Macroschaal dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van individuele grote geulen.
3. **Mesoschaal dynamiek**: De dimensies en hydro- en morfodynamische processen van de van de kleinere morfologische elementen.

Er wordt consistent het woord ‘dynamiek’ gebruikt waar dit feitelijk om patronen in tijd én ruimte gaat (dus ook over gradiënten). Tijd- en ruimteschalen zijn over het algemeen gekoppeld, waardoor veranderingen in grotere morfologische elementen vaak op langere tijdschalen plaatsvinden dan veranderingen in kleinere morfologische elementen.

1.2.1 Beoordeling

Zoals eerder aangegeven wordt de communicatie-indicator *Plaat- en geulsysteem* niet beoordeeld. Wel wordt er een samenhangende analyse van elk deelsysteem beschreven, waarvoor in paragraaf 3.3 een systematiek is opgezet. Voor de analyse worden de schaalniveaus in samenhang beschreven.

1.2.2 Relatie met Flexibel Storten

De zesjaarlijkse evaluatie op basis de evaluatiemethodiek is een zeer uitgebreide exercitie. Omdat er continu wordt ingegrepen in het estuarium is het wenselijk de bagger- en stortstrategie op korte termijn te kunnen bijsturen. De projectgroep Flexibel Storten[6] voorziet hierin en volgt de verruimings- en onderhoudswerken in de Westerschelde op. Monitoringsgegevens worden getoetst aan het “Protocol Flexibel Storten – Kwaliteitsparameters”. Aan de hand hiervan kan de stortstrategie bijgestuurd worden binnen de randvoorwaarden van de vergunning. Hiertoe worden uitgebreide metingen uitgevoerd en datarapportages opgesteld.

De kwaliteitsparameters uit het protocol zijn gezamenlijk opgesteld door Vlaanderen en Nederland en zijn bedoeld om aan te geven op welke wijze de resultaten van monitoring gebruikt zullen worden om ongewenste effecten tegen te gaan. Er zijn drie doelen voor het Flexibel Storten vastgesteld en uitgewerkt in een beoordelingskader[7]:

Doel	Beoordelingskader
1. Instandhouding meergeulenstelsel	• Watervolume (neven)geul[8]
2. Ecologische winst plaatrandstortingen	• Stabiliteit plaatrandstortingen • Ontwikkeling laagdynamisch gebied
3. Behoud oppervlak	• Hoogte slikken en platen

[6] http://vnsc.eu/vnsc/werkgroepen/onderzoek-en-monitoring/voortgang/projectgroep-flexibel-storten
[7] Zie voor toelichting bijvoorbeeld het Statusrapport na start verdiepingsstorten-jaar 1 (IMDC)
[8] Uitwerking beschreven in rapport 7210A/MMGW-2011-08 (RWS-DZL).

ecologisch waardevol gebied	• Stroomsnelheid op plaatranden • Sedimentsamenstelling • Schorranderosie • Trendontwikkeling op basis van Ecotopenkaart

Er is sprake van overlap tussen de parameters in de evaluatiemethodiek betreffende het meergeulensysteem en het Protocol Flexibel Storten (betreft de Westerschelde). Daarom zijn in principe de resultaten uit de projectgroep Flexibel Storten het startpunt van de betreffende parameters bij het opstellen van een samenhangende analyse van het meergeulensysteem (zie paragraaf 3.3). De parameters vanuit Flexibel Storten kennen ook overlap met de communicatie-indicator *Leefomgeving*. Vanuit Flexibel Storten wordt met een bredere blik (dan alleen vanuit de strikte vergunningsvoorwaarden) gekeken naar de ontwikkelingen van het meergeulensysteem. Behalve naar het instandhoudingsdoel, wordt ook gekeken naar de ontwikkeling van plaatgebieden en andere ecologisch waardevolle arealen.

1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

In Tabel 1-1 is aangegeven welke verklarende parameters voor welk deel van het estuarium bepaald moeten worden.

De temporele dekking is bij voorkeur op basis van jaarlijkse gegevens. De analyse vindt plaats op een tijdschaal van jaren tot decennia. Voor morfologisch dynamische gebieden zoals migrerende kortsluitgeulen wordt een fenomenologische aanpak voorgesteld waar aanvullende visuele waarnemingen (luchtfoto’s etc.) een waardevolle uitbreiding zijn.

2 Monding

2.1 Inleiding

De monding bepaalt in grote mate de randvoorwaarden voor de getijdoordringing en sedimentuitwisseling naar de rest van het Schelde-estuarium. Dit komt vooral tot uiting in hydrodynamische en morfologische parameters (w.o. getijslag, zandbalans).

In de afgelopen twee eeuwen is het geulenstelsel in de monding veranderd. In het begin van de 19e eeuw waren nog drie kenmerkende geulen in de monding aanwezig. Tegenwoordig zijn er nog twee dominante geulen, namelijk de Scheur/Wielingen en het Oostgat. De derde geul (Deurloo) is veranderd in twee minder duidelijke doorgangen die gescheiden worden door een bank (Kornman et al. 2000).

2.2 Te analyseren parameters

De monding is afgebakend door de -20 m contour tot de lijn Vlissingen-Breskens. De systeembeschrijving is grotendeels kwalitatief. Beschreven wordt of er:

- veranderingen zijn in de weidsheid en openheid van het gebied
- veranderingen zijn in de rol als overgangsgebied
- ingrepen zijn geweest in de natuurlijke morfologie van het mondingsgebied.

Hiervoor wordt in ieder geval gerapporteerd over:

- de volumes van ingrepen in het mondingsgebied
- de erosie-sedimentatiekaart van het mondingsgebied, waarbij de erosie-sedimentatiepatronen t.o.v. 2009 worden bekeken.

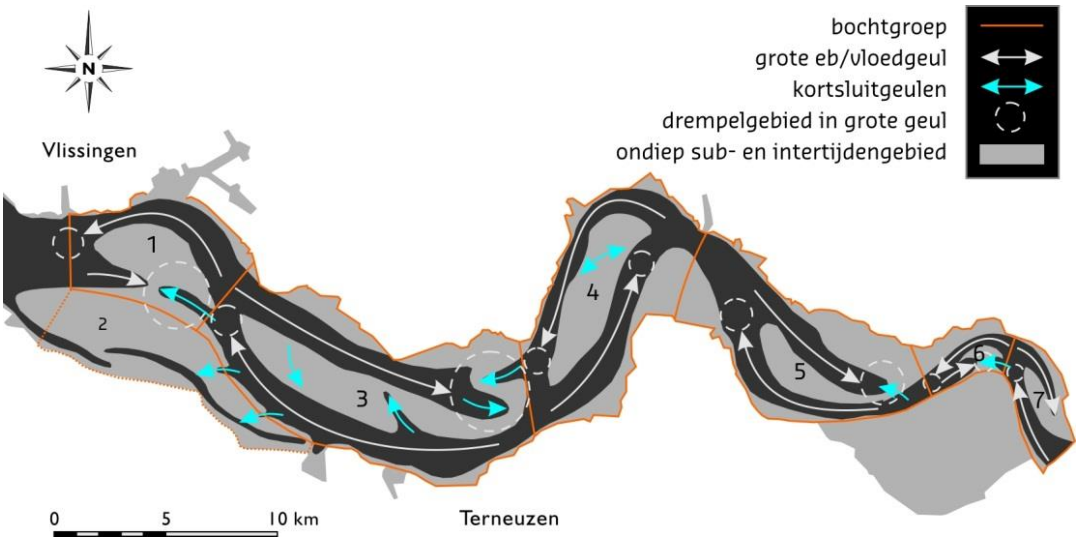
Er is in de ‘situatieschets korte termijn’ van de langetermijnvisie 2030 (LTV2030, 2000) geconstateerd dat kennis van de rol van de monding in morfologische zin vergroot moet worden. De focus ligt hierbij op (i) de gevolgen van bagger- en stortactiviteiten en (ii) de sedimentuitwisseling tussen Westerschelde en monding.

In de ‘Agenda voor de Toekomst’ wordt onderzoek gedaan naar het functioneren van de monding en de sedimentuitwisseling tussen de Westerschelde en de monding. Dit onderzoek kan leiden tot een aanvulling op het bovenstaande.

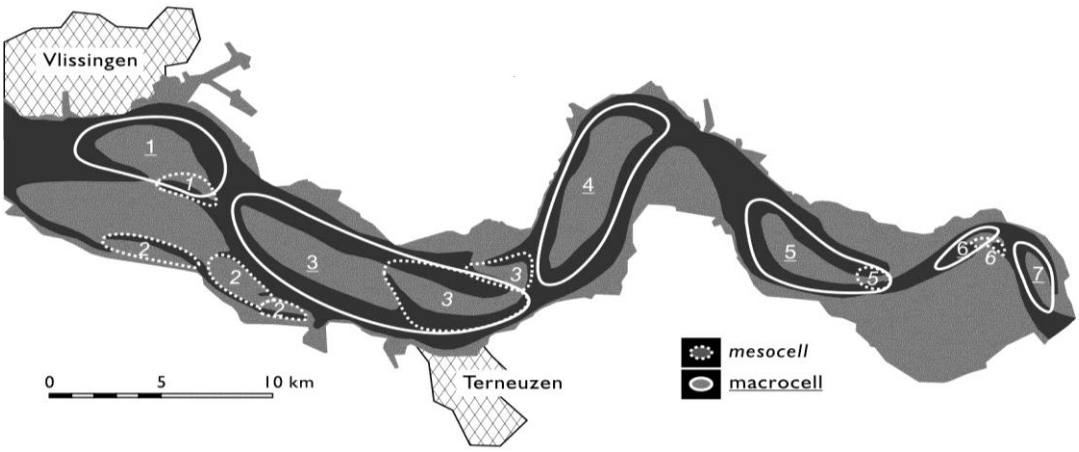
3 Meergeulensysteem

3.1 Inleiding

Het meergeulensysteem wordt gekenmerkt door een stelsel van meerdere geulen met geleidelijke overgangen naar en de intergetijdengebieden (platen en slikken). Dit stelsel van geulen en platen manifesteert zich in een regelmatig patroon (Van Veen, 1950) van zes zogenoemde bochtgroepen (Jeuken 2000, zie Figuur 3-1). Iedere bochtgroep bestaat uit een grote gekromde ebgeul met daarnaast een rechte vloedgeul (samen macrocel genoemd), gescheiden door langgerekte intergetijdengebieden en verbonden door kortsluitgeulen. De vloedgeulen eindigen landwaarts in een relatief ondiepe zone, een drempel. De ebgeulen hebben zeewaarts een drempel. De kleinere kortsluitgeulen vormen dynamische verbindingen tussen de grote eb- en vloedgeul. Het huidige meergeulensysteem (sinds circa 1990) kent ongeveer 10 tot 14 kortsluitgeulen, afhankelijk van het aantal kortsluitgeulen in de drempelgebieden, dat vooral in de Everingen sterk varieert.



Figuur 3-1: Schematisatie van het meergeulensysteem (gebaseerd op Van Veen 1950 en Jeuken 2000). Gebied 2 is een nevengeulengebied gerelateerd aan het verlanden en inpolderen van voormalig intergetijdengebied rondom de huidige Braakmanhaven en het ontstaan van bochtgroep 1 tussen 1800 en 1865.



Figuur 3-2: Schematisatie van meergeulensysteem in macro- en mesocellen (ontleend aan Jeuken en Wang 2010).

In het onderzoek uitgevoerd voor de LTV 2030 is het systeem verder geschematiseerd als een ketting van zogenoemde macrocellen en mesocellen (Winterwerp et al. 2001, Jeuken en Wang 2010, zie Figuur 3-2). De macrocellen worden gevormd door de grote gekromde ebgeulen en rechte vloedgeulen. De kortsluitgeulen vormen de mesocellen. Hoewel interacties tussen de bochtgroepen optreden, vertoont iedere bochtgroep een eigen morfologisch gedrag. Dit betekent dat de bochtgroep als een dynamische morfologische eenheid kan worden beschouwd (Jeuken 2000).

In de LTV 2030 wordt het belang van de instandhouding van het meergeulenstelsel met zijn kenmerkende overgangen tussen platen, slikken, geulen en ondiep water onderstreept. Vooral een verandering van een meergeulensysteem naar een éengeulsysteem is ongewenst, vanwege de verwachte gevolgen voor de drie hoofdfuncties van het systeem: Veiligheid, Toegankelijk en Natuurlijkheid. Een voorbeeld van een gedegenereerd systeem waarnaar verwezen wordt in de LTV 2030 is de Seine. Er is echter nog geen operationele uitwerking van wat ‘nu precies in stand moet worden gehouden’. Het in 2014 gestarte onderzoeksprogramma ‘Agenda voor de Toekomst’ beoogt te adviseren over dergelijke operationele doelen.

Het bestaande systeem van hoofd- en nevengeulen draagt bij aan de optimalisatie van de vaarweg en daarmee de toegankelijkheid van het estuarium en de communicatie-indicator *Bevaarbaarheid*. De grote zeescheepvaart maakt gebruik van het vaargeultracé in de hoofdgeul (overwegend de ebgeulen, Figuur 3-1). De kleine scheepvaart kan gebruik maken van de nevengeulen (overwegend de vloedgeulen en grotere kortsluitgeulen). Deze scheiding van scheepvaart draagt bij aan de verkeersveiligheid op het water.

Het meergeulensysteem draagt ook bij aan de bescherming tegen overstromingen, dit komt terug in de communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging*. Vooral de intergetijdengebieden spelen hierin een rol, zowel lokaal als op systeemniveau. De intergetijdengebieden vóór een waterkering dempen op natuurlijke wijze de hydrodynamische energie. Op systeemniveau beïnvloeden de (kombergende) intergetijdengebieden de veiligheid tegen overstroming door buffering van water en verlaging van de hoogwatergolf. Een systeem met veel intergetijdengebied kent een kleinere getijdoordringing en lagere hoogwaterstanden dan een systeem met weinig intergetijdengebieden. Tenslotte dragen intergetijdengebieden bij aan een meer ebdominant en minder vloeddominant estuarium. Bij een vloeddominant systeem zijn de stroomsnelheden tijdens vloed hoger dan tijdens eb en vice versa voor een ebdominant systeem. Een sterk vloeddominant systeem importeert veel slib (Winterwerp, 2013). Als er veel slib wordt geïmporteerd en de bodem daardoor gladder wordt, kan het getij verder opslingeren (minder demping). Ook kan het nadelige gevolgen hebben voor de waterkwaliteit.

Het systeem van geulen, platen en slikken in combinatie met de heersende hydrodynamiek is een kenmerkend onderdeel van de natuurlijkheid van het systeem. Het biedt een divers leefgebied voor verschillende flora en fauna en daarmee een basis voor het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. In de communicatie-indicatoren *Leefomgeving*, *Flora en fauna* en *Ecologisch functioneren* zijn deze onderwerpen uitgewerkt.

3.2 Effecten van veranderingen

De morfologische dynamiek van het meergeulensysteem manifesteert zich op verschillende tijdschalen (maanden, jaren, decennia, eeuwen) onder invloed van natuurlijke processen en menselijke ingrepen. Op een tijdschaal van enkele eeuwen is het estuarium veranderd van een vertakt getijdensysteem in een trechtervormig estuarium met het huidige patroon van bochtgroepen. Grootschalige inpolderingen hebben dit proces versterkt/versneld (Van der Spek, 1997). Vanaf begin 1900 wordt de

ontwikkeling van het meergeulensysteem naast inpolderingen (tot in de jaren vijftig), in toenemende mate beïnvloed door verruimingen, onderhoud van de vaargeul en zandwinning.

Het identificeren en kwantificeren van de invloed van menselijke ingrepen op de morfologische dynamiek is niet evident doordat morfologische aanpassingen langzaam verlopen en door cumulatie van effecten van verschillende ingrepen. Een verandering van de morfologische dynamiek van het meergeulensysteem verloopt geleidelijk in de tijd. In specifieke omstandigheden (zoals bij het Middelgat en het Vaarwater onder de Hoofdplaat) gaan nevengeulen systematisch verondiepen. Dit kan echter niet ondubbelzinnig geëvalueerd worden. Signalering, nadere studie en voorzichtigheid met ingrepen blijven van belang. Momenteel wordt geprobeerd met een uitgekiend bagger- en stortbeleid de fysische systeemkenmerken zo positief mogelijk te beïnvloeden.

3.2.1 Grootschalige dynamiek - de bochtgroep als geheel

De nadruk bij de grootschalige dynamiek ligt op de veranderingen in globale dimensies in relatie tot de grootschalige systeemrandvoorwaarden. Onder de globale dimensies wordt verstaan de breedte, de diepte en de lengte van de bochtgroep en de verhouding daartussen. De globale dimensies worden bijvoorbeeld uitgedrukt met de relatieve areaalverdeling van het intergetijdengebied (r_s) in relatie tot de grootschalige breedte-diepte verhouding (β) of de hypsometrische curve. De grootschalige systeemrandvoorwaarde voor de bochtgroep is de zandbalans.

De parameter r_s-β kan veranderen door bijvoorbeeld veranderingen in de getijslag, in- of ontpoldering of veranderingen in het watervolume door erosie of sedimentatie. Een afname van het relatieve areaal intergetijdengebied of een afname van de breedte-diepteverhouding impliceert dat er versteiling van de geulwand optreedt.

De zandbalans toont de grootschalige netto zandtransporten en kan de grootste morfologische veranderingen in perspectief plaatsen tot het volume van de ingrepen. Naast een karakterisering van de veranderingen in de dimensies van de geulen is inzicht in de veranderingen in de zandbalans nodig. Erodeert het gebied systematisch of is er juist sprake van sedimentatie. Wat verandert er op een tijdschaal van jaren tot decennia? Wat is de rol van ingrepen hierin? Deze vragen kunnen worden beantwoord door op de schaal van een morfologische eenheid de volumeveranderingen in de geul volgens de sedimentbalans systematiek te bepalen. In Haecon (2006) is de zandbalans van de Westerschelde als geheel en per bochtgroep bepaald[9].

De hypsometrische curve laat veranderingen in arealen met verschillende diepteligging zien en geeft ook inzicht in veranderingen in de geometrie van (delen van) het estuarium.

3.2.2 Dynamiek op macroschaal - de grote eb- en vloedgeul

De dynamiek van de grote geulen, individueel en als geulenpaar, beïnvloedt de dynamiek van kortsluitgeulen en intergetijdengebieden. In de grote geulen vinden ook bagger- en stortactiviteiten plaats. Het vaargeultracé wordt grotendeels gevormd door de grote ebgeulen (uitgezonderd in bochtgroep 4, Figuur 3-1). Baggerwerkzaamheden vinden plaats op de zeewaarts (in geval van ebgeul) gelegen drempels van deze geulen en op geulwanden langs platen. Waarnemingen en modelberekeningen geven aan dat lokaal verdiepen en onderhouden van drempels leidt tot erosie van de aangrenzende geuldelen (LTV V&T rapport G-13), ten koste van ondiepe gebieden en de vloedgeul. Deze

[9] Bij gebruik van zandbalansen mag niet uit het oog worden verloren dat de zandbalans niet individueel beoordeeld kan worden. Het resultaat moet dus in licht van andere trends worden bekeken. Daarnaast zijn de begrenzingen van de vakken waarvoor de balans is gemaakt meestal te 'vast' zijn om directe conclusies te kunnen trekken voor migrerende, dynamische morfologische elementen.

veranderingen worden zichtbaar in de analyse van het watervolume van de geulen. Uit eerdere studies is gebleken dat een systeem van twee grote geulen in principe kan veranderen naar een ééngeulsysteem als i) de stortcapaciteit van het systeem langdurig wordt overschreden en ii) er voldoende sediment beschikbaar is (Winterwerp et al. 2001, Wang en Winterwerp 2001, Jeuken en Wang 2010). Het is dus van belang te weten hoe het dynamische evenwicht van de geulen onder invloed van baggeren en/of storten verandert en wat dit betekent voor de ontwikkeling van het systeem en de mogelijkheid om in de geulen te storten. Dit kan worden bepaald door het watervolume in relatie tot het volume van ingrepen te bepalen.

Bij de analyse wordt ook de getijweglengte meegenomen. In een 'van nature' veranderend systeem is deze verhouding min of meer constant. In een systeem dat erodeert als gevolg van baggeren neemt deze af ('te ruim'), terwijl deze toeneemt in een systeem dat sedimenteert als gevolg van storten. De gemiddelde geuldiepte wordt ook (zie paragraaf 5.11) gebruikt om de veranderingen te begrijpen. De verhouding tussen de gemiddelde diepte van de ebgeul en de vloedgeul (besloten in de kantelindex) en de verhouding tussen de getijvolumes in de hoofd- en nevengeul kan aanvullend inzicht geven in het functioneren van het meergeulenstelsel.

3.2.3 Dynamiek op mesoschaal - de kortsluitgeulen

De morfologische configuratie en de ontwikkeling van de geulen, kortsluitgeulen en intergetijdengebieden in een bochtgroep hangen nauw met elkaar samen. Door deze afhankelijkheid en de kortere responstijd kunnen veranderingen in de dynamiek van kortsluitgeulen een signaal zijn voor veranderingen in de grotere geulen die wellicht nog niet goed meetbaar zijn. Met dynamiek van kortsluitgeulen wordt bedoeld de aanwezigheid van kortsluitgeulen (aantal, omvang, patroon) en het gedrag (wel of niet quasi-cyclisch met geulmigratie). In de Westerschelde zijn de verhangen het grootst in de drempelgebieden van de grote vloedgeulen (zie Figuur 3-1), waar de meeste kortsluitgeulen ontstaan en voorkomen. Kortsluitgeulen vertonen een quasi-cyclisch gedrag waarbij ze ontstaan, groter worden, zich lateraal verplaatsen (migreren) en uiteindelijk degenereren op een tijdschaal van jaren tot decennia.

De grote ebgeul en vloedgeul verschillen in lengte en diepte. Door deze geometrische verschillen is de voortplanting van de getijgolf door beide geulen niet gelijk en ontstaat er een verhang tussen de eb- en de vloedgeul. Dit verhang is de motor achter het ontstaan van kortsluitgeulen (Van Veen 1950, Van den Berg et al. 1996, Jeuken 2000, Cleveringa 2013, Swinkels et al. 2009). Dit verhang wordt veroorzaakt door drie fysische mechanismen die samenhangen met de afmetingen en geometrie van de grote eb- en vloedgeul: i) het verschil in looptijd van de getijgolf, ii) de bochtwerking en iii) de Coriolis kracht. Het verschil in looptijd van de getijgolf is het meest dominante mechanisme in de meeste bochtgroepen (Van den Berg et al. 1996, Swinkels et al. 2009). Dit verschil in looptijd wordt beschouwd in de verhangindicator, een verklarende parameter.

Er worden drie verschillende typen kortsluitgeulen onderscheiden (Jeuken 2000). Het meest bekende type kortsluitgeul doorsnijdt de langgerekte intergetijdengebieden tussen de grote eb- en vloedgeul (zoals de Zuid-Everingen in bochtgroep 3, Figuur 3-1). Daarnaast komt een tweede type kortsluitgeul voor in het landwaarts gelegen ondiepe deel (drempel) van de vloedgeulen. Dit zijn de zogenaamde drempelgeulen. Migratie van drempelgeulen kan leiden tot kortsluitgeulen door de platen (type I). Een derde type kortsluitgeul verbindt een geul in de ene bochtgroep met een geul buiten de bochtgroep (bijv. gebied 2, Figuur 3-1).

De veranderingen op mesoschaalniveau worden beschouwd door patronen van drempelgeulen en kortsluitgeulen door de tijd te bekijken aan de hand van dieptekaarten. Daarnaast wordt het volume van de kortsluitgeulen of deelgebieden op de drempels geanalyseerd. Natte doorsnedes van kortsluitgeulen geven inzicht in de omvang en de

migratiesnelheid van kortsluitgeulen. Mocht uit deze analyses blijken dat er veranderingen optreden rond de drempelgeulen, dan kan analyse van de verhangindicator inzicht geven in hoeverre dit wordt veroorzaakt door verandering in het verhang. De kantelindex en de verdeling van het getijvolume tussen hoofd- en nevengeul worden bij de analyse betrokken. Als ook het verhang een trendbreuk laat zien, kan het doorstroomoppervlak van de individuele drempelgeulen worden bepaald. Deze kunnen worden toegevoegd aan Figuur 5-5, om te zien of er een trendbreuk optreedt.

3.3 Systematische aanpak samenhangende beschouwing

Het kwantitatief toestandsconcept van het meergeulenstelsel heeft de bochtgroep als elementaire bouwsteen. Er zijn drie relevante ruimteschalen (zie paragraaf 1.2).

Hoewel er geen evaluatie plaatsvindt in dit hoofdstuk is het, om de veranderingen in communicatie-indicatoren in andere hoofdstukken te verklaren, wel nodig een samenhangende beschouwing op te stellen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de in deze paragraaf doordachte scenario's. Deze zijn verkregen door combinaties van parameters door te redeneren op het niveau van het functioneren van het systeem. Dat levert aanknopingspunten op over de ontwikkeling van de morfologische dynamiek en of dit positief of negatief bijdraagt aan de communicatie-indicatoren. Het is daarbij goed denkbaar dat een samenspel van trends in parameters voor de ene macrocel positiever of negatiever bijdraagt dan voor de andere macrocel.
De mate/vorm waarin morfologische elementen binnen een bochtgroep aanwezig zijn verschilt per bochtgroep en in de tijd. Daarnaast heeft iedere bochtgroep een specifieke historische ontwikkeling.

De samenhangende analyse van de morfologische dynamiek van het meergeulensysteem gaat in op de volgende vragen:
1. Hoe veranderen de globale configuratie en aanwezigheid van karakteristieke morfologische elementen en hun gedrag op het niveau van de bochtgroepen?
2. Hoe veranderen de parameters per ruimteschaal in de tijd (rekening houdend met het verleden) en hoe hangen deze veranderingen met elkaar samen?
3. Wat betekent dit voor de morfologische dynamiek?

Gevraagd wordt om per bochtgroep kwalitatief, in vorm van ontwikkelingsschetsen en de samenhang daarin, aan te geven welke ontwikkelingen de morfologische dynamiek van de bochtgroep hebben aangedreven. Als voorbeeld geldt de T2009.

Ontwikkelingen en extreme eindbeelden
In eerdere studies zijn samenhangende cascades van ontwikkelingen beschreven die leiden tot twee scenario's zonder nevengeulen.

De eerste is een bochtgroep waarvan één geul verdwijnt. De ontwikkelingen die hierbij horen zijn:
- Een verandering in de plaat- en geuldimensies via een structurele trend van afname van (i) het relatieve areaal intergetijdengebied r_s en/of (ii) de breedte-diepteverhouding van een bochtgroep β;
- Een langdurige (decennia) ontwikkeling van het geulsysteem met een sterke afname van het relatieve belang van de nevengeul;
- Een langdurige overschrijding van de stortcapaciteit;
- Een afname van het verval tussen de hoofd- en nevengeul, leidend tot afname van morfologische dynamiek van en via kortsluitgeulen;
- Versteiling van slikken, schorren en plaatranden (verder behandeld in communicatie-indicator *Leefomgeving*);
- Afname van omtrek van platen en lengte van oevers (verder behandeld in communicatie-indicator *Leefomgeving*);

- Afname van het areaal intergetijdengebied (verder behandeld in communicatie-indicator *Leefomgeving*).

Het tweede extreme scenario is een bochtgroep die ‘verdrinkt’:

- Een structureel verlies van sediment (erosie) van de bochtgroep als geheel, zeker wanneer dit: 1) voor meerdere bochtgroepen geldt en 2) nauw samenhangt met ingrepen en 3) tot uitdrukking komt in de sedimentdeling binnen het meergeulensysteem.
- Het verdwijnen van intergetijdengebieden; een omzetting in (hoogdynamisch) ondiepwatergebied en geul.

De samenhangende analyse van hydrodynamica en morfologie van een bochtgroep vraagt de volgende stappen:

1. Samenvatten van de dynamiek van de verschillende morfologische elementen. Nagaan welke waargenomen ontwikkelingen er waarschijnlijk met elkaar samenhangen.
2. In het licht van de waargenomen langere termijn ontwikkelingstendens en het Streefbeeld 2030 nagaan of en hoe de morfologische dynamiek van de bochtgroep is veranderd (toename, afname, gelijk).

Een samenhangende analyse voor het geheel van bochtgroepen kan in beginsel zuiver morfologisch en zeer pragmatisch zijn, op basis van de huidige situatie en de aanwezigheid van karakteristieke morfologische elementen in iedere bochtgroep.

Resultaten van een beoordeling van het meergeulenstelsel als geheel kunnen in een tabel worden samengevat:

Bochtgroep	**Historisch** Wel/geen trend (toename, afname), gelijk	**Toestand nu** in licht van historisch
1		
3		
4		
5		
6		
7		

4 Eéngeulsysteem

4.1 Inleiding

Het ééngeulsysteem wordt voornamelijk gevormd door de Zeeschelde: het Belgische deel van de Schelde waar de invloed van het getij nog merkbaar is. In de zijrivieren van de Zeeschelde, zoals de Durme, de Rupel, de Netes en de Zenne, zijn er metershoge verschillen tussen hoog en laag tij. Bij Gent is dit verschil ongeveer twee meter. Bovenstrooms van Gent zorgt het stuwcomplex ervoor dat er in de bovenloop van de Schelde geen getij-invloed meer is. De Zeeschelde is een unieke getijdenrivier, met kenmerkende slikken en schorren. Het streefbeeld van de LTV 2030 is:

"De Boven-Zeeschelde is van nature een meanderende rivier en dat bochtige karakter is in 2030 behouden. De daarbij behorende afwisseling van steile en flauwe oevers is in ruime mate aanwezig. De rivier heeft voldoende "ruimte" om grotere getij-indringing en hoogwatergolven moeiteloos te verwerken. Bij het onderhoud van de vaarweg wordt hier scherp op gelet."

Voor het ééngeulsysteem zijn de ontwikkeling van de geometrie (meanderend karakter, breedte-diepteverhouding) in samenspel met de grootschalige hydrodynamica en de slibhuishouding van belang.

De geometrie kan goed worden beschreven door het aantal bochten, rivier- of oeverlengte en de getijkarakteristieken. Naast een historisch/landschappelijke waarde, zijn de vele bochten ook belangrijk voor het functioneren van het estuariene systeem. Tevens is het meanderende karakter van belang voor de getijdoordringing, de afvoersnelheid en de omvang van het intergetijdengebied. Het functioneren van de meanders is moeilijk te kwantificeren, maar dat ze een waarde hebben voor het ecologisch functioneren staat vast. Meandering zorgt voor wrijving en dissipeert daardoor energie. Dit heeft invloed op de grootschalige hydrodynamica, zowel een hoogwaterstand (Veiligheid) als laagwaterstand (Toegankelijkheid) als de asymmetrie van het getij (invloed op sedimenthuishouding en van daar op waterkwaliteit). Veranderingen in de morfologie van het systeem werken door over grote tijd- en ruimteschalen.

Een nog niet goed in te schatten risico is de 'regimeshift' met fundamenteel andere slibhuishouding zoals deze in een andere getijderivier (de Eems) is opgetreden. Door veranderingen in de waterbeweging (mede als gevolg van menselijke ingrepen) wordt er meer slib geïmporteerd. Dit heeft een gladdere bodem tot gevolg, waardoor het getij nog verder opslingert. Dit wordt een regimeshift genoemd.

Voor het ééngeulsysteem zijn er geen rekenparameters. Op basis van de evoluties van de verklarende parameters wordt een samenhangende analyse gemaakt, net als in de T2009. Ook de ontwikkeling van de waterkwaliteit (en vooral de slibhuishouding) wordt hierbij meegenomen, met het risico voor een 'regimeshift'. Het geheel zal nog nader en specifieker uitgewerkt moeten worden, bij voorkeur vóór de systeemevaluatie in 2015. Er is nog geen keuze gemaakt of de slibhuishouding in dit hoofdstuk of bij de waterkwaliteit wordt behandeld.

4.2 Effecten van veranderingen

Over het algemeen neemt de geulbreedte van een rivier in stroomafwaartse richting sneller toe dan de geuldiepte. De breedte-diepteverhouding neemt dan dus toe. Dit is van belang voor de natuurlijke ontwikkeling van leefgebieden voor flora en fauna. Van nature doorlopen intergetijdengebieden steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Hun bestaan wordt bepaald door een dynamische wisselwerking van sedimentatie en erosie.

De zijdelingse ruimte die een estuarium nodig heeft om dit dynamisch evenwicht te onderhouden neemt toe met een stijgende getij-amplitude.

In de Beneden-Zeeschelde is de breedte-diepteverhouding beïnvloed door de verdiepingen van de vaarweg. In 1930 is nog een duidelijk golvend patroon aanwezig dat de afwisseling van drempels en diepere delen weerspiegelt. In 1950 blijft dit patroon nog grotendeels aanwezig in OMES-segmenten 12 en 13 maar verder stroomafwaarts is het minder uitgesproken geworden door de toegenomen baggerinspanningen ter hoogte van de drempels.

De vrijheid om de zijdelingse ruimte in te nemen bepaalt in grote mate de kwaliteit van leefgebied dat zich ontwikkelt tussen de geul en de oever. Het ééngeulsysteem van de Zeeschelde beschikt niet over de vrijheid om meer ruimte in te nemen naarmate de hoogwaterstanden toenemen. Dit heeft zijn oorzaak onder meer in het vastgelegd zijn van de oevers. De ontwikkeling van de breedte-diepteverhouding komt dus voornamelijk tot uitdrukking in de ontwikkeling van de habitats (zoneringschorren, oeverbreedte schorren, helling) welke onder de communicatie-indicator *Leefomgeving* zijn uitgewerkt.

Het ééngeulsysteem heeft tussen 1850 en 1950 belangrijke veranderingen ondergaan die geleid hebben tot een ‘ingesnoerd’ karakter. Inpolderingen leidden tot verlies aan intergetijdengebieden, bochten werden rechtgetrokken en verkortten de lengte van de rivier, oevers werden vastgelegd (Van Braeckel et al. 2006).

Er zijn zorgen over de indringing van het getij. De maximale getijslag is steeds verder stroomopwaarts komen te liggen en steeds groter geworden. Deze evolutie gaat nog steeds door. Dit is te zien in de stijgende amplitude tot ca. 1 cm per jaar op sommige opwaartse locaties en in grote mate ook in een verdere daling van de laagwaterstanden. Vermoedelijk is dit het na-ijlen van het systeem als gevolg van de grote morfologische veranderingen meer stroomafwaarts, vooral grote inpolderingen en vaargeul verdiepingen en -onderhoud. Ook is de getij-asymmetrie toegenomen waardoor sediment zeer effectief stroomopwaarts wordt gebracht.

De veranderingen in geometrie kunnen in samenhang worden bekeken met de verklarende parameter r_s-β, die de verhouding van het oppervlak bij hoogwater en bij laagwater koppelt aan de breedte-diepte verhouding. De lengte van de OMES-segmenten komt hier impliciet aan de orde, maar wordt ook expliciet bekeken met de verklarende parameter kronkelfactor, die het aantal bochten en de lengte van de talweg omvat. Op deze manier wordt de mate van meandering uitgedrukt en daarmee de grootschalige dynamiek van het ééngeulsysteem.

Veranderingen in de grootschalige geometrie kunnen verder worden gekoppeld aan de getijdoordringing, de zandbalans en de menselijke ingrepen.

5 Verklarende parameters

In dit hoofdstuk worden alle verklarende parameters toegelicht. Deze parameters worden niet beoordeeld, maar hiermee kan wel worden bekeken wat de oorzaken zijn van bepaalde veranderingen in het *Plaat- en geulsysteem*.

5.1 Dieptekaarten en erosie-/sedimentatiekaarten

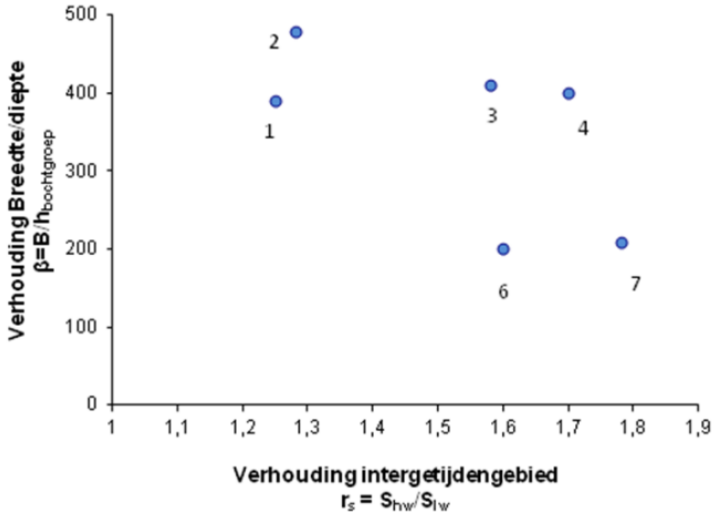
Van beschouwde opeenvolgende jaren en perioden is het nodig om diepte- en erosie-/sedimentatiekaarten te maken als eerste kwalitatieve indruk van de morfologische dynamiek op de diverse schalen. Filmpjes met tijdbalk zijn ideaal en illustratief.

5.2 Relatief areaal intergetijdengebied vs. breedte-diepte verhouding (r_s-β)

Een meergeulensysteem kan ontstaan wanneer een estuarium bepaalde dimensies en verhoudingen heeft. Allersma (1994) suggereert op basis van veldwaarnemingen dat wanneer de dwarsdoorsnede van een onbelemmerde geul groter wordt dan ca. 25.000 m^2 deze de neiging krijgt zich te splitsen in meerdere geulen. Toffolon en Crosato (2007) hebben een kwantitatieve analyse van de dimensies en verhoudingen van de geulen in de Westerschelde gemaakt op basis van de dieptekaart van 1996 (zie Figuur 5-1). Op basis hiervan is de volgende verklarende parameter opgesteld:

De verhouding tussen het **wateroppervlak op hoogwater en laagwater (r_s)**, als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied, en de **breedte-diepte verhouding (β)** ten opzichte van gemiddeld zeeniveau.

Deze relatie geeft inzicht in de mate van verandering van de geometrie van het estuarium. Grenswaarden zijn niet expliciet gegeven, maar het gaat om het waarnemen van de trend per bochtgroep door Figuur 5-1 aan te vullen voor de verhouding breedte/diepte en de verhouding van het intergetijdengebied voor recentere jaren. Deze kan vervolgens vanuit het historische perspectief geïnterpreteerd en beoordeeld worden.



Figuur 5-1: Breedte-diepte verhouding en het relatieve plaatareaal van de bochtgroepen 1996 (gebaseerd op Toffolon en Crosato 2007). Opgemerkt wordt dat de nummers 1 t/m 7 niet helemaal samenvallen met de bochtgroepen. 1 komt ongeveer overeen met bochtgroep 1 + gebied 2 in Figuur 3-1.

De verhouding tussen het wateroppervlak op hoog- en laagwater (r_s) als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied wordt gegeven door:

$$r_s = \frac{S_{hw}}{S_{lw}}$$

Met:

S_{hw}	wateroppervlak bij hoogwater [m^2]
S_{lw}	wateroppervlak bij laagwater [m^2]

De breedte/diepte verhouding (β) ten opzichte van gemiddeld zeeniveau is:

$$\beta = \frac{B}{h}$$

Met:

B	gemiddelde breedte [m] bij NAP of gemiddeld zeeniveau
h	gemiddelde diepte [m] t.o.v. NAP of gemiddeld zeeniveau

De gemiddelde breedte (B) is:

$$B = \frac{S}{L}$$

Met:

S	wateroppervlak [m^2] t.o.v. NAP of gemiddeld zeeniveau
L	representatieve lengte [m]

De gemiddelde diepte (h) is:

$$h = \frac{V}{S}$$

Met:

V	watervolume [m^3] onder NAP of gemiddeld zeeniveau
S	wateroppervlak [m^2] t.o.v. NAP of gemiddeld zeeniveau

Combinatie van bovenstaande formules, leidt tot de volgende formule voor de breedte/diepte verhouding (β):

$$\beta = \frac{B}{h} = \frac{S^2}{V \cdot L}$$

Bij een afname van de parameter r_s neemt het areaal intergetijdengebied af. Hierbij neemt het wateroppervlak bij hoogwater af of het wateroppervlak bij laagwater toe.

Een afname van de parameter β betekent dat het gebied dat dieper wordt bij gelijkblijvende breedte, wat een versteiling van de geulwanden impliceert.

5.3 Watervolume van geulen i.r.t. volume van ingrepen

Een systematische beschrijving van (de veranderingen in) het dynamische evenwicht van de eb- en vloedgeulen omvat de trends in het watervolume per eb- en vloedgeul beneden het referentieniveau van NAP -5 m (V_{tot}). Dit volgt uit de lodingsgegevens. Een afname van V_{tot} betekent dat de geul kleiner wordt, een toename duidt op uitruiming. Er wordt ook gekeken naar de trend in het watervolume vanaf de laatste trendbreuk, die (volgens Jeuken et al. 2014) meestal rond 1997 blijkt te liggen.

Het volume van de geulen verandert onder invloed van menselijke ingrepen (V_i) zoals het baggeren, storten en zandwinning. Het jaarlijkse netto watervolume dat gebaggerd of gestort wordt, V_i, wordt per eenheid op macro- en mesoschaal element (in beunkuubs en in situ m3) bepaald. Nadat de beunkuubs zijn gecorrigeerd voor uitlevering (Bray et al. 1997), worden de jaarlijkse waarden voor baggeren (positief = toename van het watervolume) en storten (negatief = afname van het watervolume) per geul bij elkaar op geteld.

Om de invloed van de menselijke ingrepen te duiden wordt ook gekeken naar het 'natuurlijke' of netto geulvolume. Dit is gedefinieerd als het watervolume van de geulen gecorrigeerd voor de cumulatieve ingrepen (V_{net}, een schatting van de geulontwikkeling als er niet gebaggerd en gestort zou zijn). Het wordt bepaald als het verschil tussen V_{tot} en het cumulatieve volume van de ingrepen ΣV_i:

$V_{net} = V_{tot} - \Sigma V_i$; De ingrepen worden hier dus cumulatief in de tijd meegenomen.

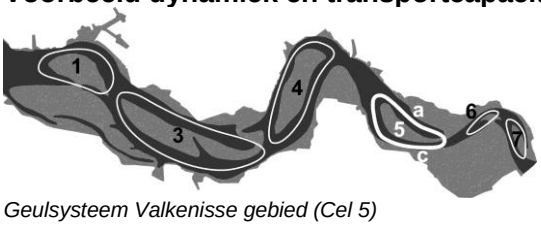
Op basis van de volumeveranderingen van V_{tot} en V_{net} kan de ontwikkeling van de geulen worden gekwalificeerd volgens Tabel 5-1. Deze afleiding geeft inzicht in de mate waarin de geulontwikkelingen worden gestuurd of worden beïnvloed door ingrepen.

Deze kwalificatie kan zowel op basis van jaarlijkse geulvolumina worden afgeleid, als op basis van trendlijnen van de jaarlijkse metingen van de volumina. In Jeuken et al. (2014) is een objectieve methode voor het vaststellen van trends en trendbreuken gepresenteerd. Het voordeel van een afleiding op basis van trends is dat kleine fluctuaties in de geulvolumina worden uitgefilterd.

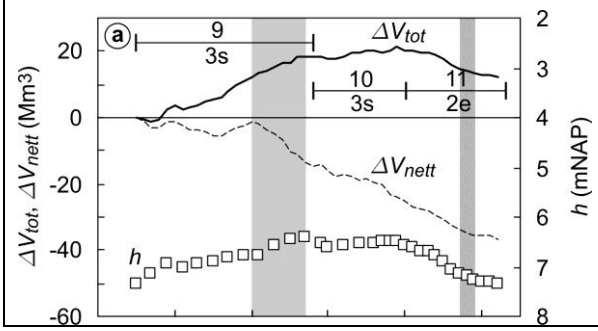
Tabel 5-1: Interpretatie macroschaal dynamiek op basis van de volumeveranderingen in de geulen

ΔV_{tot}	ΔV_{net}	Kwalificatie	Omschrijving
0	+ of -	3	Stabiel, ondanks/dankzij ingrepen
0	0	0	Evenwicht (geen verandering, geen ingrepen)
-	0 of +	-2	Sedimentatie, gestuurd door ingrepen
-	-	-1	Natuurlijke tendens tot sedimentatie, versterkt/verzwakt door ingrepen
+	0 of -	2	Erosie, gestuurd door ingrepen
+	+	1	Natuurlijke tendens tot erosie, versterkt/verzwakt door ingrepen

Voorbeeld dynamiek en transportcapaciteit



Geulsysteem Valkenisse gebied (Cel 5)



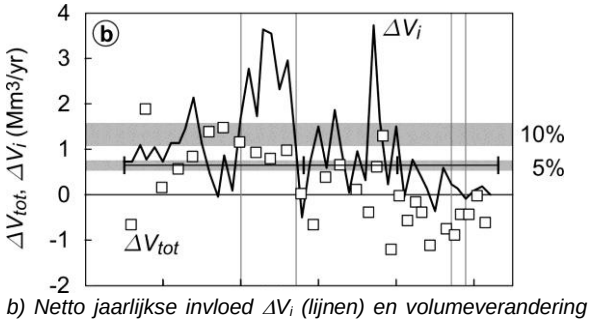
In de naastgelegen figuur is de morfologische ontwikkeling van de geulen in het Valkenissegebied (bochtgroep 5) onder invloed van storten en baggeren weergegeven.

De evolutie van het geulensysteem in het Valkenisse gebied bestaat uit een lange termijn erosie en verdieping van de ebgeul (c). Sedimentatie van de vloedgeul (a) vond plaats tot 1990, waarna erosie van de geul optrad.

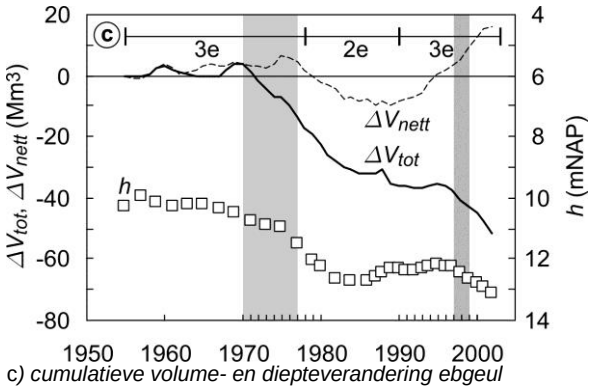
Van oudsher wordt de vloedgeul gebruikt als stortplek voor sediment. De grotendeels tegengestelde trends van de cumulatieve volumeveranderingen ΔV_{tot} en ΔV_{net} in deze geul tot 1990, geven aan dat de sedimentatie en de afname van de geuldiepte in deze periode grotendeels werden veroorzaakt door het storten van sediment (Figuur a).

De erosie van de ebgeul impliceert een criterium van 5% voor het storten van sediment in de vloedgeul.

a) Cumulatieve volume- en diepteverandering vloedgeul



b) Netto jaarlijkse invloed ΔV_i (lijnen) en volumeverandering ΔV_{tot} (markers) in de vloedgeul.



c*) cumulatieve volume- en diepteverandering ebgeul*

Figuur 5-2: Geulontwikkeling van het Valkenissegebied. (naar Jeuken en Wang, 2010)

Het jaarlijks storten van sediment, waarbij gedurende het grootste deel van de tijd de stortcapaciteit volgens de richtlijn van Jeuken & Wang (2010) werd overschreden (>5%), kan worden gerelateerd aan de verzanding van de geul, vooral gedurende de eerste verdieping van de vaargeul (Figuur b).

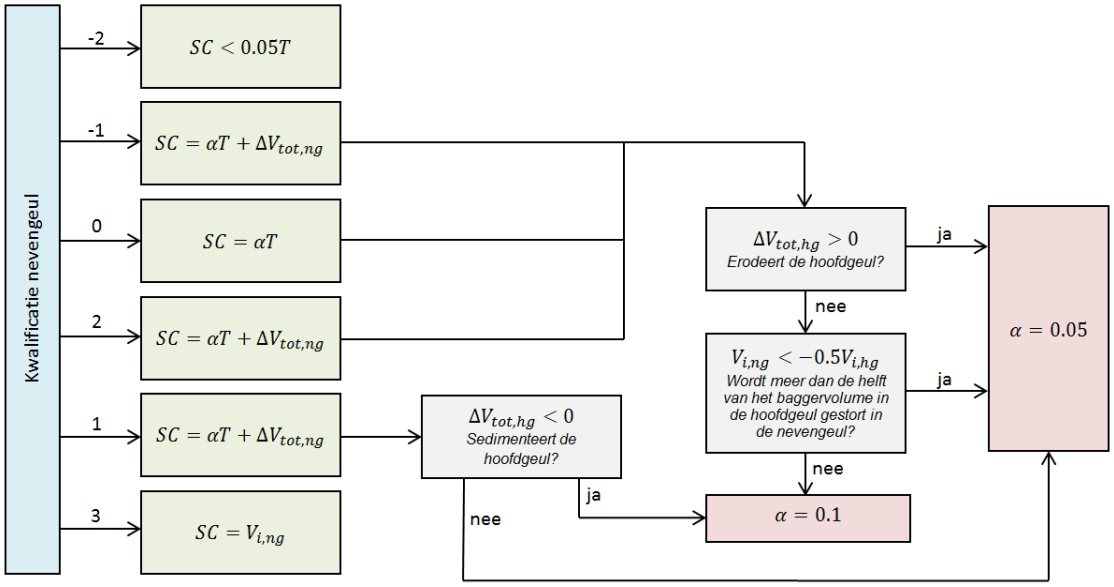
Rond 1990 verandert deze trend in de geulontwikkeling. De cumulatieve volume-veranderingen in de vloedgeul (Figuur a) laten gelijke trends zien voor ΔV_{tot} en ΔV_{net}, wat duidt op een min of meer natuurlijke erosie van de vloedgeul, welke werd verzwakt door het storten. Binnen een periode van 10 jaar nam de gemiddelde geuldiepte toe met ongeveer 1 m. Deze verandering in de geulontwikkeling is waarschijnlijk gerelateerd aan een structurele afname van de gemiddelde jaarlijkse storthoeveelheid (minder dan 0.5 miljoen m^3/jr) De geleidelijke rotatie met de klok mee van de vloedgeul sinds 1960 en het ontstaan van nieuwe kortsluitgeulen sinds 1990, hebben waarschijnlijk bijgedragen aan deze verandering in de geulontwikkeling.

De ebgeul erodeert sinds 1970 onder invloed van netto baggeren. Tussen 1976 en 1990 erodeert de geul 'van nature'. Deze erosie, die zich manifesteerde in de geuldelen tussen de gebaggerde drempels, is waarschijnlijk veroorzaakt door een samenspel van processen: i) het verondiepen van de vloedgeul (meer debiet naar ebgeul), ii) het tijdelijk verdwijnen van kortsluitgeulen, iii) een toename van de getijslag en vermoedelijk een geringe toename van de getijvolumina landwaarts van deze bochtgroep, iv) het continue onderhoudsbaggerwerk op de drempels (retourstroom). De erosie tijdens en na de tweede verdieping hangt samen met een kunstmatige (gebaggerde) verbreding van de vaargeul.

5.4 Stortcapaciteit

Het ingreepvolume kan vergeleken worden met de stortcapaciteit, om te kijken of deze niet langdurig wordt overschreden. De stortcapaciteit wordt afgeleid volgens het stroomschema in Figuur 5-3 en is een functie van de sedimenttransportcapaciteit, het dynamische evenwicht van de geulen en de ontwikkeling van het watervolume van de geul. De stortcapaciteit wordt bij elke evaluatie opnieuw afgeleid, omdat veranderingen in het geulvolume direct een verandering van de stortcapaciteit tot gevolg hebben.

In een van 'van nature' eroderende geul is de werkelijke stortcapaciteit groter, terwijl die in een 'van nature' sedimenterende geul juist kleiner zal zijn (voor richtlijnen zie Jeuken en Wang 2010).



Figuur 5-3: Stroomschema voor het bepalen van de stortcapaciteit in de geulen

5.5 Sedimenttransportcapaciteit

De sedimenttransportcapaciteit moet voor alle macrocellen afgeleid worden met behulp van numerieke modellen. Voor een betrouwbaar resultaat moeten die modelresultaten vergeleken kunnen worden met metingen van bruto transporten. De hoeft niet steeds opnieuw afgeleid worden, tenzij de getijweglengte verandert.

De sedimenttransportcapaciteit T wordt als volgt gedefinieerd:

$$T_i = \frac{(|S_{i,eb}| + S_{i,vloed})}{1-n} \cdot \frac{d_{50}}{d_{50,representatief,i}}$$

Met:

T	sedimenttransportcapaciteit [m^3/jaar]
i	macrocel nummer
$S_{i,eb}$	jaarlijkse sedimenttransport in macrocel *i* tijdens eb [m^3/jaar]
$S_{i,vloed}$	jaarlijkse sedimenttransport in macrocel *i* tijdens vloed [m^3/jaar]
n	porositeit [-]
d_{50}	mediane korrelgrootte gebruikt in het model [m]
$d_{50,representatief,i}$	mediane korrelgrootte in macrocel *i* [m]

Dit wordt berekend met de formulering van Engelund-Hansen, zodat achteraf kan worden geschaald naar de representatieve korrelgrootte per macrocel. Het jaarlijkse transport kan bepaald worden door het opschalen van een transport tijdens een springtij-doodtij cyclus. Het transport wordt vervolgens gecorrigeerd voor poriën door de porositeit in rekening te brengen. Daarna wordt het transport opgeschaald met de representatieve korrelgrootte per macrocel.

5.6 Korrelgrootteverdeling

De korrelgrootteverdeling volgt uit meetresultaten. De resultaten worden aan de ene kant gebruikt voor het berekenen van de sedimenttransportcapaciteit. Aan de andere kant kan een verandering in de korrelgrootteverdeling ook veranderingen in de waterbeweging tot gevolg hebben.

5.7 Getijslag

Zie communicatie-indicator *Dynamiek Waterbeweging*.

5.8 Zandbalans

De zandbalans is door Haecon (2006) opgesteld met behulp van de volgende gegevens:

- volumeveranderingen per deelgebied op basis van lodingsgegevens (V_{tot})
- baggervolumina
- stortvolumina
- volumina van zandwinning
- volumina verplaatst materiaal t.g.v. wrakverwijdering.

Op basis van de gemeten bodemniveaus en de volumes van ingrepen kan per deelgebied de 'natuurlijke' sedimentatie en erosie berekend worden. Hierbij wordt van stroomopwaarts naar stroomafwaarts gewerkt, en aangenomen dat het zandtransport ter plaatse van de Rupelmonding verwaarloosbaar is.

5.9 Hypsometrische curve

Bij de hypsometrische curve wordt het areaal cumulatief tegen de waterdiepte uitgezet, zodat in één oogopslag een beeld kan worden verkregen van de hoeveelheid areaal die onder een bepaalde diepte aanwezig is. De hypsometrische curve geeft in estuaria een typerende S-vorm. Veranderingen in de hypsometrische curve laten zien in welke dieptezone er areaal is bijgekomen of verdwenen. Door hypsometrische curves te normaliseren, kunnen verschillen tussen gebieden worden bekeken.

5.10 Getijweglengte

De tijdreeks van de ratio tussen het dominantvolume (DV) en het doorstroomoppervlak (A_c) van een bochtgroep geeft inzicht in hoeverre geulen in evenwicht zijn. Het dominante getijvolume is het grootste volume bij eb (EV) of vloed (FV) door het bijbehorende doorstroomoppervlak (A_c).

Het dynamisch evenwicht wordt bepaald door:

$$getijweglengte = \frac{DV}{A_c}$$

Het gemiddelde doorstoomoppervlak bij het grootste volume bij eb of vloed A_c:

$$A_c = \frac{V}{L}$$

Met:

V	volume [m^3]
L	lengte van het morfologisch segment [m]

5.11 Gemiddelde geuldiepte en kantelindex

Als aanvullende verklarende parameter voor de trends in geulontwikkeling kan gekeken worden naar de ontwikkeling van de gemiddelde geuldiepte, *h*, bepaald beneden het referentieniveau van NAP -2 m en uitgedrukt in een diepte t.o.v. NAP:

$$h = \frac{V_w}{S_w} + 2$$

Met:

V_w	watervolume onder NAP -2 m
S_w	wateroppervlak op NAP -2 m

Door te kijken naar de volumina van de geulen, wordt de analyse van de ontwikkeling als het ware uitgesmeerd over de geul. Door ook te kijken naar erosie/sedimentatiekaarten, kunnen ontwikkelingen op kleinere schaal worden bekeken. De verklarende parameter ‘erosie/sedimentatiekaarten’ komt hier dus ook van pas.

De kantelindex is de verhouding tussen de gemiddelde diepte in de ebgeul en de gemiddelde diepte in de vloedgeul. Deze verklarende parameter geeft inzicht in het relatieve belang van de nevengeul. Deze parameter wordt ook afgeleid in het kader van het Protocol Kwaliteitsparameters van Flexibel Storten.

$$kantelindex = \ln\left(\frac{h_{ebgeul}}{h_{vloedgeul}}\right)$$

5.12 Verhouding getijvolumes

De verhouding van getijvolumes tussen de hoofd- en de nevengeul wordt bepaald door het getijvolume in de hoofd- en nevengeul afzonderlijk te bepalen. Elke 3 jaar wordt in elke macrocel een 13-uursmeting uitgevoerd, waarmee het getijvolume berekend kan worden. Het getijvolume kan ook berekend worden met een numeriek model. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen een eb- en vloedvolume. Tevens kan het totale getijvolume worden beschouwd.

5.13 Omvang en dynamiek kortsluitgeulen

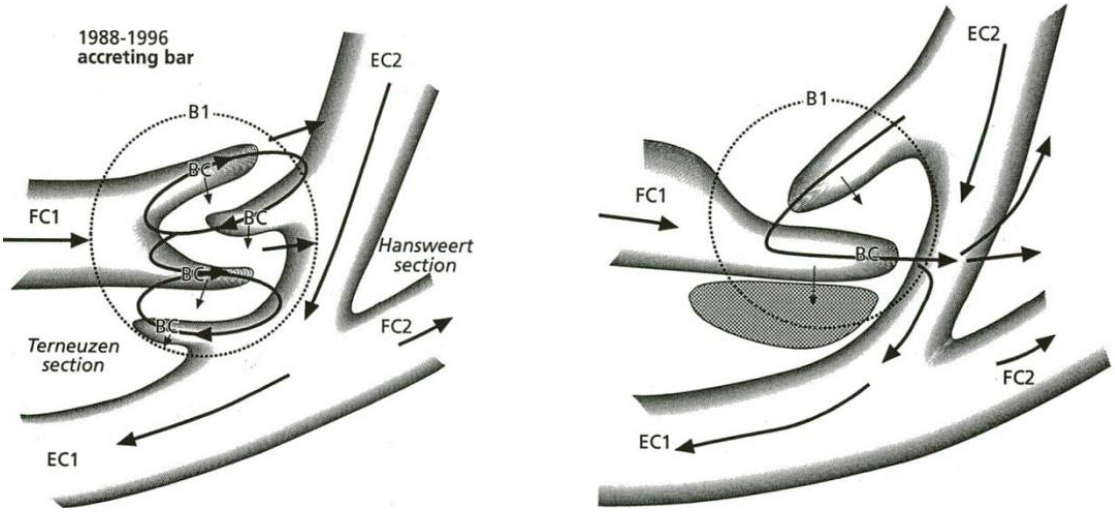
Dwarsdoorsnedes van kortsluitgeulen op basis van bathymetrische gegevens van verschillende jaren geven goed inzicht in de omvang en de migratiesnelheid van kortsluitgeulen. Op basis van deze doorsnedes kan worden bekeken of het doorsnede-oppervlak verandert, of de breedte en/of diepte verandert en of de migratiesnelheid wijzigt. Voor het bepalen van de doorsnedes moet ook altijd naar de dieptekaarten worden gekeken, om te kijken of een kortsluitgeul bijvoorbeeld roteert waardoor de dwarsdoorsnede een vertekent beeld kan geven.

Het vergelijken van opeenvolgende dieptekaarten (filmpjes) geeft goed inzicht in de patroonveranderingen van kortsluitgeulen. Daarnaast kunnen watervolumes van drempelgebieden van de bochtgroepen worden beschouwd, die gekoppeld zijn aan de patronen.

In het drempelgebied van de Everingen zijn de patronen (zie Figuur 5-4) sterk gekoppeld met de volumeveranderingen in deelgebieden van de macrocellen. Bij patroon 1 zijn er veel in elkaar grijpende eb- en vloedscharen en wordt het sediment vastgehouden op de drempel. Het watervolume in (het deelgebied) van de Everingen (macrocel 3) neemt af. Patroon 2, waarbij de ebschaar uit het Middelgat (macrocel 4) wordt geblokkeerd door de vloedschaar uit de Everingen, leidt ertoe dat het sediment naar het Middelgat wordt afgevoerd. Hierdoor neemt het watervolume in het deelgebied in het Middelgat af.

Naast het beschouwen van dieptekaarten kunnen voor kortsluitgeulen over de platen doorsnedes inzicht geven in de migratiesnelheid en het doorstroomoppervlak van de kortsluitgeulen. De migratiesnelheid heeft inzicht in de dynamiek en een toe- of afname

van het doorstroomoppervlak kan duiden op het ontstaan of verdwijnen van kortsluitgeulen.



Figuur 5-4: Twee patroontypes in het quasi-cyclische gedrag in het drempelgebied van de Everingen-Middelgat. Links patroon 1: de ebscharen uit het Middelgat en de vloedscharen uit de Everingen zijn klein en grijpen in elkaar. Rechts patroon 2: de vloedschaar uit de Everingen blokkeert de ebschaar uit het Middelgat (bron: Jeuken 2000).

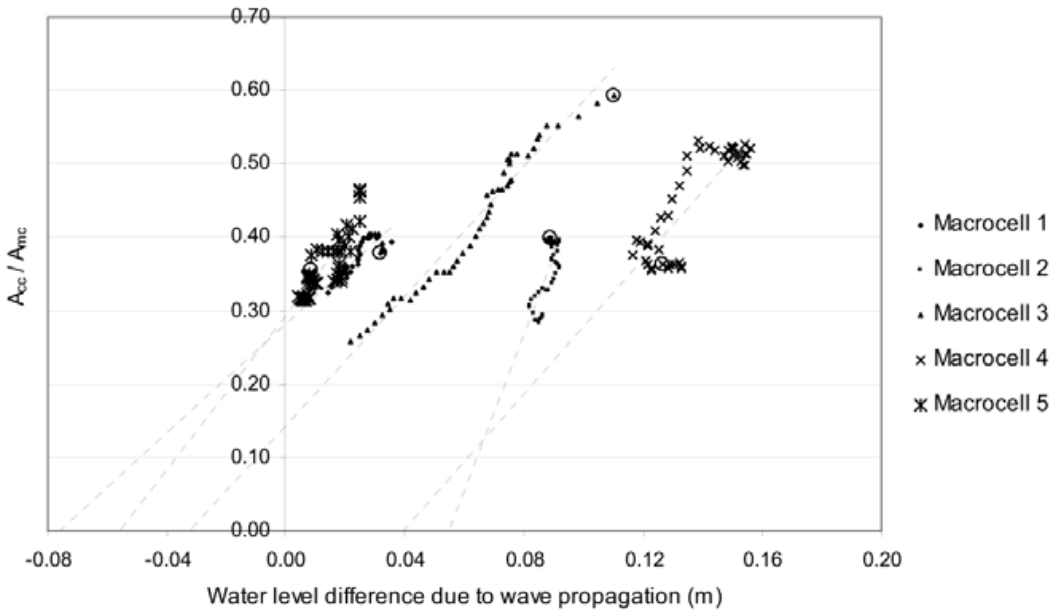
5.14 Verhangindicator

De dynamiek van de drempelgeulen is gebaseerd op de empirische relatie tussen het totale relatieve doorstroomoppervlak van de drempelgeulen ten opzichte van het doorstroomoppervlak van de eb- en vloedgeul (A_{cc}/A_{mc})[10] en het looptijdverval tussen de eb- en vloedgeul. Uit deze empirische relatie blijkt dat het totale relatieve doorstroomoppervlak van de drempelgeulen (A_{cc}/A_{mc}) afneemt als het verval ten gevolge van verschillen in looptijd van de getijgolf door de eb- en vloedgeul afneemt en vice versa (zie Figuur 5-5).

De bovengrens wordt gevormd door een bochtafsnijding van de grote ebgeul (zoals opgetreden bij Hansweert, bochtgroep 4). De ondergrens wordt gevormd door het verdwijnen van drempelgeulen doordat de ebgeul verdiept ten opzichte van de vloedgeul. Een ruwe indicatie van het minimum verval dat nodig is om drempelgeulen in stand te houden, is het snijpunt van de gefitte lijn met de x-as (Figuur 5-5). De ondergrens zou kunnen worden bereikt als gevolg van een verdieping. Hoe steiler de gefitte lijn, des te gevoeliger is de aanwezigheid van de drempelgeul voor veranderingen in het verhang.

In eerste instantie kan worden gekeken naar het relatieve doorstroomoppervlak van de drempelgeulen. De positie waar deze op de gefitte lijn in Figuur 5-5 valt, laat zien of er mogelijk trendbreuken optreden. Als daartoe aanleiding is kan vervolgens ook het verval tussen de eb- en vloedgeul worden bepaald. Dit zal met behulp van een numeriek model moeten gebeuren (vanwege de beperkte hoeveelheid meetstations).

[10] Doorstroomoppervlak van de drempelgeulen A_{cc} ten opzichte van het doorstoomoppervlak van de bochtgroep A_{mc}



Figuur 5-5: Empirische relatie tussen het 'looptijdverval' en het relatieve doorstroomoppervlak van drempelgeulen (Swinkels et al. 2009).

De verhangindicator is de relatie tussen de het totale relatieve doorstroomoppervlak en het looptijd-verval in de bochtgroep. Het totale relatieve doorstroomoppervlak van de kortsluitgeul (A_{cc}/A_{mc}) in een bochtgroep wordt als volgt bepaald:

$$\frac{A_{cc}}{A_{mc}} = \frac{A_{cc}}{A_{C,eb} + A_{C,vloed}}$$

Met:

A_{cc}	som van het gemiddelde doorstroomoppervlak van de individuele drempelgeulen beneden NAP -2 m [m^2]
A_{mc}	totale gemiddelde doorstroomoppervlak van de grote eb- en vloedgeul samen [m^2]

$$A_{cc} = \frac{V_{NAP-2m}}{L}$$

Met:

$V_{NAP\text{-}2m}$	totale geulvolume van de drempelgeul beneden NAP -2 m [m^3]
L	lengte van de drempelgeul [m]

Het gemiddelde doorstroomoppervlak van de grote eb- en vloedgeul kan op een vergelijkbare wijze worden bepaald.

Het looptijd-verval Δh_{LT} wordt als volgt bepaald:

$$\Delta h_{lt} = \frac{A \cdot \Delta t \cdot 2h}{T}$$

Met:

A	getijamplitude [m]
T	getijperiode [s]
Δt	verschil in looptijd van de getijgolf door de ebgeul en de vloedgeul [s]

$$\Delta t = \left(\frac{L}{C}\right)_{eg} - \left(\frac{L}{C}\right)_{vg}$$

Met:

L	lengte van de eb- respectievelijk vloedgeul [m]
C	voortplantingssnelheid van de getijgolf [m/s]

$C = (gh)^{0.5}$

Met:

g	gravitatieversnelling [m/s^2]
h	gemiddelde waterdiepte van de geul tijdens maximum vloedstroom (dat is circa 1 uur voor hoogwater).

Merk op dat de looptijd van de getijgolf ook in de communicatie-indicator Bevaarbaarheid aan bod komt.

5.15 Kronkelfactor

De mate van meandering wordt bepaald door het aantal bochten, de lengte van de talweg (stroomvoerende geulen) en de lengte van de vallei. Door Van Braeckel et al. (2006) is de mate van meandering beschreven.

Als parameter voor het meanderend karakter van de rivierdelen is de sinuositeit of kronkelfactor S gebruikt. Sinuositeit wordt gedefinieerd als de verhouding van de lengte van de rivier tot de lengte van de vallei. Op basis van de sinuositeit kunnen waterlopen in 3 typen worden ingedeeld: een rivier wordt als recht geklasseerd indien de sinuositeit kleiner is dan 1.1, kronkelend indien de waarde tussen 1.1 en 1.5 ligt en meanderend indien groter dan 1.5 (Leopold & Wolman, 1957).

We kunnen dus stellen dat de Durme een kronkelende rivier gebleven is, ondanks een sterke afname van de sinuositeit. De Rupel was en is nog steeds een rechte rivier. De mesohaliene Zeeschelde behoudt haar kronkelend karakter. De oligohaliene Zeeschelde is een rechte waterloop. Het zoete deel met lange verblijftijd heeft een opvallend hoge sinuositeit door de uitgestrekte meander van Moerzeke/Baasrode en kan als meanderend gedefinieerd worden. De belangrijkste wijziging zien we in het zoete gedeelte met korte verblijftijd, dat is overgegaan van een kronkelende rivier in 1850 tot een rechte rivier nu (Van Braeckel et al. 2006).

S is dus gelijk aan de verhouding tussen de werkelijke rivierlengte (RL) en de valleilengte (VL), gemeten langs de vallei-as.

$$S = \frac{RL}{VL}$$

Voor de bepaling van de vallei-as is uitgegaan van de afbakening van het valleigebied op basis van de natuurlijke overstroomde zones van de Zeeschelde, de 5 m TAW hoogtegrens van het DTM Vlaanderen, aangevuld met gekarteerde overstroomde gebieden uit deze studie. Voor het valleigebied is een centrale lijn bepaald op gelijke afstand van beide valleigrenzen aan weerszijden van de rivier d.m.v. een allocatieprocedure in ARCGIS Spatial Analyst 9.2.

6 Literatuur

Allersma, E. (1994). Geulen in estuaria, 1D modellering van evenwijdige geulen. Rapportnummer H1828, WL|Delft Hydraulics, Delft. In opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Dienst Getijdewateren.

Bray, R.N., Bates, A.D. and Land, J.M. (1997). Dredging. Handbook for Engineers. New York, John Wiley.

Cleveringa, J. (2013). Samenhang ontwikkelingen tijd- en ruimteschalen, Basisrapport kleinschalige ontwikkeling K-17. 1 oktober 2013.

Haecon (2006). Actualisatie van de zandbalans van de Zee- en Westerschelde. Haecon rapport 124976008/lvp.

Jeuken, M.C.J.L. (2000). On the morphologic behaviour of tidal channels in the Westerschelde estuary, PhD-thesis, University of Utrecht.

Jeuken, M.C.J.L. and Wang, Z.B. (2010). Impact of dredging and dumping on the stability of ebb-flood channel systems. Coastal Engineering vol. 57 pp. 553-566.

Jeuken, C., Vroom, J., Wang, Z.B., Depreiter, D., van Holland, G., Dam, G., Poortman, S. en Cleveringa, J. (2014). Advies Flexibel Storten, Voorstel voor het afleiden van koerslijnen en ondergrenzen. Deltares rapport 1209593.

Kornman, B., Arends, A. en Dunsbergen, D. (2000). Westerscheldemond 1970 - 2020 een morfologische blik op de toekomst. Middelburg, Rijksinstituut voor Kust en Zee.

Leopold, L.B. and Wolman, M.G. (1957). River channel patterns - Braided, Meandering and Straight. United States Geological Survey, Professional paper 282B.

LTV2030, (2000). Langetermijnvisie Schelde-estuarium. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, administratie Waterwegen en Zeewezen, 29 november 2000.

Swinkels, C.M., Jeuken, M.C.J.L., Wang, Z.B. and Nichols, R.J. (2009). Presence of Connecting Channels in the Western Scheldt Estuary. Journal of Coastal Research, Vol. 25, 3. p627-640.

Toffolon, M. and Crosato, A. (2007). Developing Macroscale Indicators for Estuarine Morphology: The Case of the Scheldt Estuary, Journal of Coastal Research, Vol. 23, No. 1, pp. 195-212.

Van Braeckel, A., Piesschaert, F. en Van den Bergh, E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren (19de eeuw tot heden), INBO.R.2006.29

Van den Berg, J.H., Jeuken, M.C.J.L. and Van der Spek, A.J.F. (1996). Hydraulic processes affecting the morphology and evolution of the Westerschelde estuary. In: Estuarine shores: evolution, environments and human alterations, K.F. Nordstrom en C.T. Roman (red), John Wiley en Sons Ltd, Pag. 157-184.

Van der Spek, A.J.F (1997). Tidal asymmetry and longterm evolution of Holocene tidal basis in The Netherlands: simulation of paleotides in the Schelde estuary. Marine geology, pp. 7190.

Van Veen, J. (1950). Eb en vloedschaar systeem in de Nederlandse Getijdenwateren. Tijdschrift Koninklijk Aardrijkskundige Genootschap, pp. 303325

Wang Z.B. and Winterwerp, J.C. (2001). Impact of dredging and dumping on the stability of ebb-flood channel systems. In Proceedings of 2nd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, Sept. 2001, Obihiro, Japan, pp. 515-524.

Winterwerp, J.C., Wang, Z.B., Stive, M.J.F., Arends, A., Jeuken, C., Kuijper, C. and Thoolen, P.M.C. (2001). A new morphological schematization of the Western Scheldt Estuary. The Netherlands. In Proceedings of 2nd IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, Sept. 2001, Obihiro, Japan, pp. 525-533.

Winterwerp, J.C. (2013). On the response of tidal rivers to deepening and narrowing. Basisrapport grootschalige ontwikkeling G-14. 1 oktober 2013.

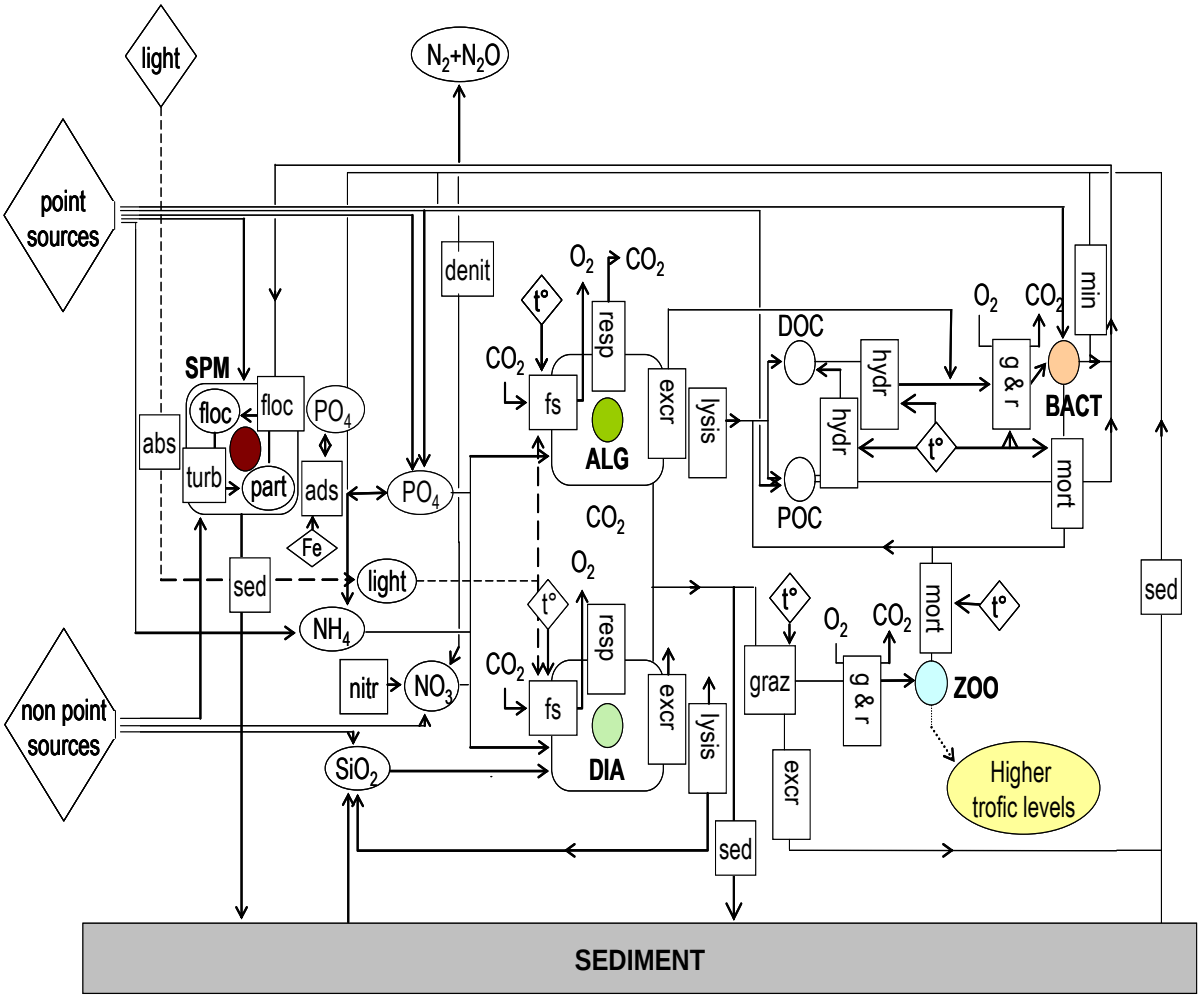
Waterkwaliteit

1 Inleiding

De communicatie-indicator **Waterkwaliteit** moet de status weergeven van de klassieke fysico-chemie (chemische waterkwaliteit) in de waterkolom, aangevuld met informatie over de algenpopulatie (biologische waterkwaliteit). Bij het opstellen van de voorliggende evaluatiemethodiek wordt de lijn van de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium doorgetrokken: de evaluatie is gestoeld op het ecosysteem functioneren. Voor fysico-chemie is dit de meest logische keuze: evaluatie van de fysico-chemie is immers geen doel op zich, maar staat ten dienste van de evaluatie van het globale functioneren van het ecosysteem. Ze mag zeker niet gelden als een surrogaat voor een evaluatie van het ecosysteem. De evaluatie moet bovendien toelaten te kunnen discrimineren tussen de verschillende beïnvloedende factoren.

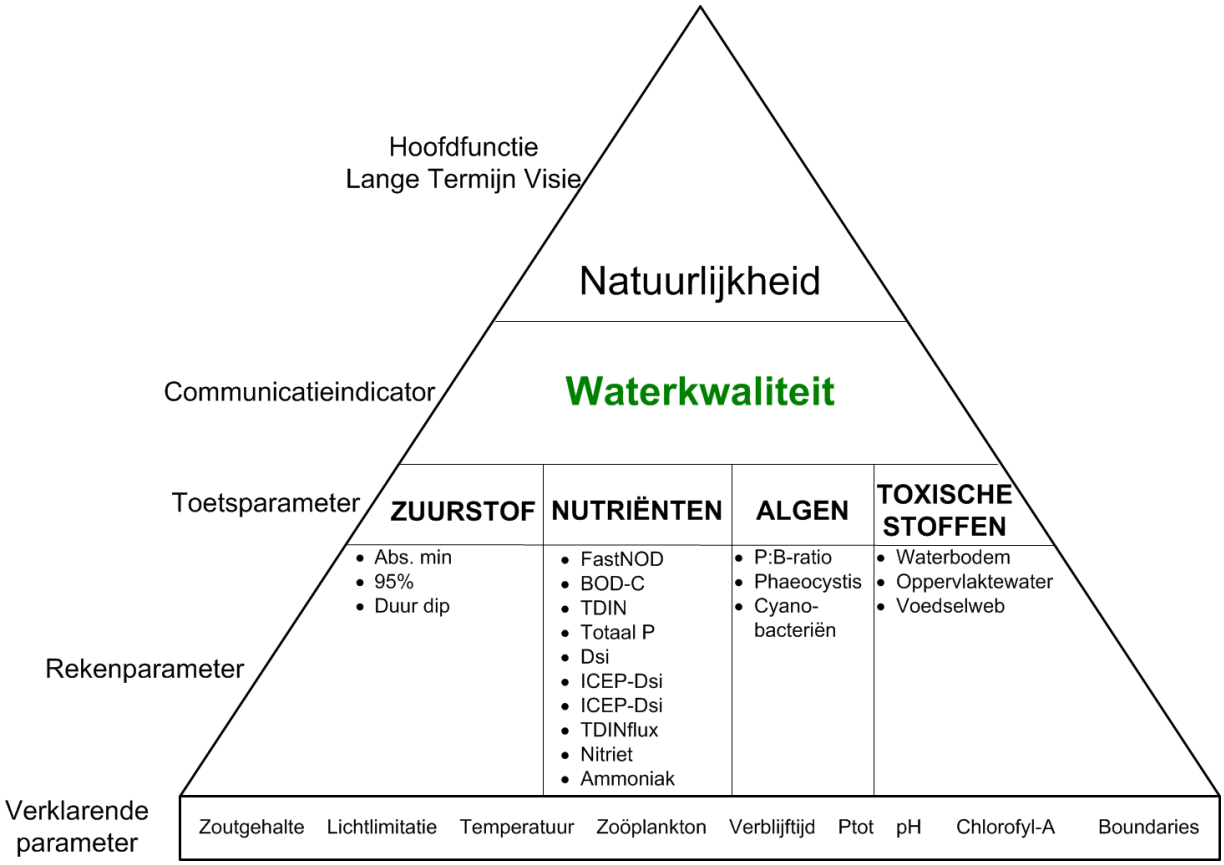
1.1 Werkwijze indicator: Waterkwaliteit

Figuur 1-1 toont de belangrijkste stofstromen in het estuarium. Het is niet wenselijk en ook niet mogelijk om alle onderdelen van dit complexe schema af te toetsen om de waterkwaliteit te beoordelen.



Figuur 1-1: Belangrijkste stofstromen in het estuarium. Omkaderd staan processen (abs: absorptie; floc: flocculatie; sed: sedimentatie; ads: adsorptie; nitr: nitrificatie; denitr: denitrificatie; fs: fotosythese; resp: respiratie; excr: excretie; hydr: hydrolyse; g&r: groei en respiratie; mort: afsterven; min: mineralisatie), omcirkeld zijn toestandsvariabelen (PO4: fosfaten, NH4: ammonium; NO3: nitraat; SiO2: silicaat; DOC: opgeloste organische koolstof; POC: particulair

Hoewel elk onderdeel van dit schema determinerend kan zijn voor het goed functioneren van het pelagiale ecosysteem, worden voor de communicatie-indicator Waterkwaliteit slechts 4 toetsparameters geselecteerd: **zuurstof**, **nutriënten** en **algenbloei** en **toxische stoffen** (Figuur 1-2). Al deze parameters kunnen interfereren met verschillende pelagiale processen of kunnen rechtstreeks een invloed hebben op hogere trofische niveaus, waardoor ze determinerend kunnen zijn voor de globale kwaliteit van het ecosysteem.



Figuur 1-2: Schematische weergave Communicatie-indicator waterkwaliteit

Een evaluatie van deze vier toetsparameters moet uitsluitsel geven over de waterkwaliteit. Voor de beoordeling van deze pelagiale kwaliteit zal het estuarium niet vergeleken worden met een pristiene referentiesituatie. De Schelde is immers een dermate door de mens gewijzigd systeem, dat historische of ongerepte referenties niet van toepassing kunnen zijn.

De pelagiale kwaliteit zal positief beoordeeld worden als ze een goede ondersteuning vormt voor het globale ecologisch functioneren. Dat ze afwijkt van pristiene situaties vormt geen probleem, zolang dit geen hypotheek legt op het bereiken van een goede ecologische status in de Schelde. Met andere woorden, de indicator waterkwaliteit moet een positieve evaluatie voor andere communicatie-indicatoren ondersteunen.

De 4 toetsparameters zijn determinerend voor de kwaliteit van het pelagiale ecosysteem. De indicator waterkwaliteit kan daarom pas positief beoordeeld worden als de 4 toetsparameters elk een gunstige evaluatie krijgen. Voor deze 4 toetsparameters zijn werkbare rekenparameters opgesteld met duidelijke toetsingscriteria. De uitdaging voor een goede evaluatiemethodiek is het vinden van de grenzen waarbinnen de toetsparameters mogen fluctueren zodat het ecosysteem goed kan functioneren. De gemeten of berekende waarden voor elke parameter zullen getoetst worden aan de criteria. De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water gaf aanleiding tot diverse publicaties (o.a. Devlin et al., 2007, Dauvin et al., 2007) over het gebruik van indicatoren en criteria. Voor de KRW moet immers ook de ecologische status van elk waterlichaam bepaald worden. Voor estuaria is dit een complexe materie, omdat estuaria van nature sterk onderhevig

zijn aan grote variaties en stress, onder andere ten gevolge van de input van zowel zout als zoet water. Vele organismen, bijvoorbeeld macrobenthos, hebben zich weten aan te passen aan grote temporele verschillen in fysisch-chemische parameters. Het is dus niet evident om criteria voor fysisch-chemische waterkwaliteit op te stellen, gebaseerd op een pristiene referentie. Een afwijking van de pristiene situatie staat immers niet per definitie een goed ecologisch functioneren in de weg. Bovendien, het reconstrueren van de historische evolutie van het ecosysteem Schelde is geen voor de hand liggende opdracht. Het is een puzzel met veel ontbrekende stukjes, en zal voor een groot deel giswerk blijven. Maar zelfs mocht het mogelijk zijn om de ecologische geschiedenis van het estuarium te beschrijven, dan nog stelt zich de vraag welke historische situatie als wenselijke en realistische toestand naar voor geschoven kan worden. Is dat de toestand van voor er menselijke bewoning was? Is dat de toestand van voor de menselijke bewoning significante invloed begon uit te oefenen door bv. landbouw, boskap, etc.? Is dat de toestand van voor er significante industriële ontwikkeling in het bekken plaatsvond? De keuze voor deze of gene historische toestand zou sowieso een politieke en maatschappelijke keuze zijn, en geen technisch-wetenschappelijke. Bovendien zijn vele ontwikkelingen zo goed als onomkeerbaar. Een historische referentiesituatie geeft daarom weinig houvast om ecologische doelstellingen en evaluatiecriteria voor het estuariene ecosysteem te formuleren. Dauvin en Ruellet (2009) stellen zich ook de vraag of het wel mogelijk is om voor deze van nature variabele en sterk antropogeen verstoorde systemen een ecologische status te definiëren. Daarom wordt er sinds de opstelling van de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium (Meire en Maris, 2008) voluit de kaart van het ecosysteem functioneren gekozen.

Naast de 4 toetsparameters, kunnen ook andere factoren determinerend zijn voor het ecologisch functioneren. Neem bijvoorbeeld lichtklimaat: veranderingen in lichtklimaat hebben een rechtstreekse invloed op de primaire productie, en bijgevolg op het zuurstofgehalte en de voedselbeschikbaarheid, waardoor het een impact heeft op de ganse voedselketen. Toch werd lichtklimaat niet geselecteerd als toetsparameter. Lichtklimaat beïnvloedt wel vele processen, maar het is niet mogelijk om klaar en duidelijk te stellen welk lichtklimaat we in de Schelde wensen. Welke troebelheid is minimaal wenselijk, welke maximaal? Welke troebelheid was er van nature en wat is de impact van de mens hierop geweest? Het bereiken van een welbepaald lichtklimaat wordt daarom niet als te toetsen doel vooropgesteld. Als immers bij een afnemend lichtklimaat er zich geen problemen voordoen met de 4 toetsparameters (Zuurstof, Nutriënten, Algen en Toxische stoffen), stelt er zich wat betreft waterkwaliteit geen probleem. Lichtklimaat wordt uiteraard wel opgenomen bij de verklarende parameters.

1.2 Ruimtelijk en temporeel bereik

Waterkwaliteit wordt in het hele estuarium geëvalueerd. De resolutie in tijd en ruimte kan echter sterk verschillen voor de verschillende rekenparameters. De resolutie is immers afgestemd op het voorkomen van bepaalde fenomenen die we wensen op te nemen in de evaluatie. Dit gaat van continue metingen van zuurstof tot jaargemiddelde P of N concentraties, van metingen per Schelde compartiment tot vrachtbepalingen voor het gehele estuarium. Deze details worden bij elke toetsparameter toegelicht. Als verklarende parameter wordt ook steeds naar de trends in de boundaries gekeken. Kortom, er wordt rekening gehouden met variatie in ruimte en tijd in de evaluatie van waterkwaliteit.

2 Toetsparameter: Zuurstof

2.1 Inleiding

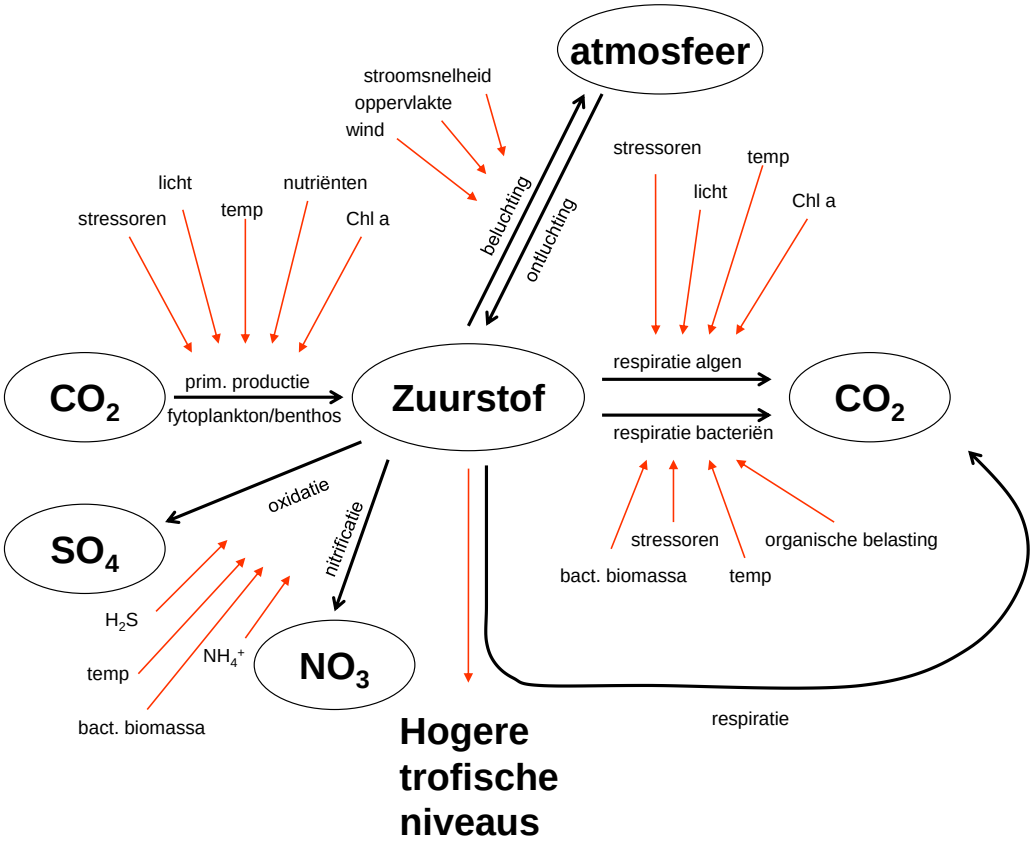
Zuurstof is een van de meest essentiële levensbehoeften van heterotrofe organismen. Schort er iets aan de zuurstofhuishouding, dan kan het gehele ecosysteem hiervan gevolgen dragen. Zuurstof vormt daarom een cruciale indicator voor de kwaliteit van het ecosysteem. Vanuit de systeembenadering krijgt zuurstof daarom een centrale rol bij het opmaken van de evaluatie van de waterkwaliteit. Op basis van de vereisten voor verschillende onderdelen van het ecosysteem werd nagegaan welke de vereiste is voor zuurstof om een goed functioneren van het ecosysteem toe te laten. Deze vereiste kan variëren in tijd en ruimte. Zo kan het zuurstofcriterium tijdens perioden van vismigratie hoger liggen, en kunnen andere eisen gelden in die zones die als kraamkamer voor vis worden gebruikt.

Voor zuurstof bestaan reeds verschillende wettelijke kaders met bijhorende normen en criteria. Als uitgangspunt voor deze evaluatiemethodiek wordt voortgebouwd op de vereisten uit de Kaderrichtlijn Water en de vereisten voor Natura 2000. Voor deze laatste werden voor Vlaanderen instandhoudingsdoelstellingen uitgewerkt welke gestoeld zijn op de systeembenadering die ook hier wordt gehanteerd. Deze benadering wordt hier verder uitgewerkt, maximaal afgestemd op dataset die beschikbaar is via het MONEOS monitoringsprogramma.

De hoeveelheid opgeloste zuurstof in natuurlijke waterlichamen is de resultante van 1) fysische uitwisseling van atmosferische zuurstof, 2) zuurstof geproduceerd tijdens fotosynthese door (onder andere) algen en 3) consumptie van zuurstof door respiratie van aquatische organismen en afbraak van organisch materiaal (Figuur 2-1). Organisch materiaal stamt van bacteriën, fytoplankton en zoöplankton in de waterkolom, en van op de waterbodem levende bacteriën en diatomeeën op sedimenten en/of de productie van algen en epifyten op hard substraat (Gray et al. 2002), of kan aangevoerd worden vanuit het bekken. Daarnaast kan zuurstof ook geconsumeerd worden door (bio)chemische processen zoals de oxidatie van sulfide of nitrificatie.

Per definitie is water 100% verzadigd met zuurstof bij evenwicht met de atmosfeer. Het Schelde-estuarium is in realiteit bijna nooit exact 100% verzadigd met zuurstof. Het netto effect van bovenstaande biologische en biochemische processen, is een overgesatureerde (resp. ondergesatureerde) zuurstofconcentratie wanneer zuurstof producerende (resp. zuurstof consumerende) processen de bovenhand halen. Dit kan, voor korte perioden of bij stratificatie van de waterkolom, zorgen dat zuurstofconcentraties hoger of lager zijn dan het punt van verzadiging. Zo kan in de zomer overdag oververzadiging ontstaan door overmatige algenbloei en bijhorende zuurstofproductie. Bovendien wordt ’s zomers door de hogere watertemperatuur het verzadigingspunt sneller bereikt.

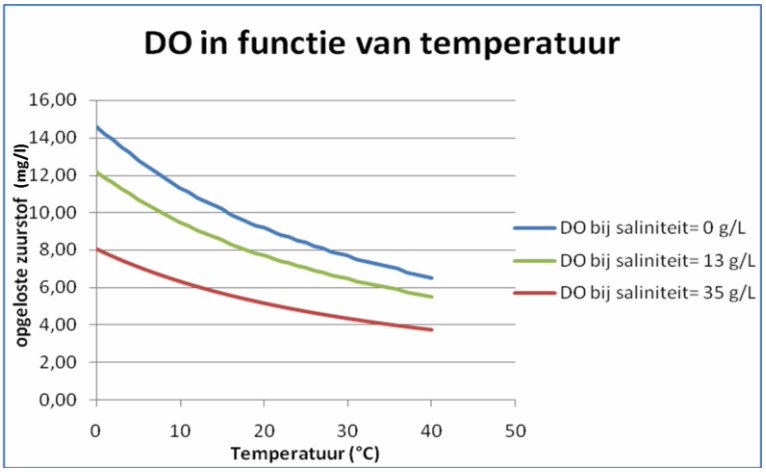
Wanneer consumptie de bovenhand haalt op opname en productie, bestaat het risico dat de minimumvereisten voor zuurstof niet worden gehaald met mogelijke gevolgen voor het gehele ecosysteem. Figuur 2-1 geeft aan welke factoren een invloed hebben op deze zuurstofbalans. Algen (primaire productie), nutriënten (nutriënten, organische belasting) en toxische stoffen (stressoren) zijn toetsparameters binnen de piramide Waterkwaliteit. Ze kunnen slechts positief geëvalueerd worden als ze geen aanleiding geven tot zuurstofproblemen. De criteria voor zuurstof zullen daarom een leidraad vormen bij het afleiden van criteria voor de andere toetsparameters binnen de piramide Waterkwaliteit. Factoren zoals licht(klimaat), temperatuur, zoutgehalte (stressor) vormen verklarende parameters. Zij worden opgesteld om trends in de toetsparameter te verklaren.



Figuur 2-1: Overzicht van de belangrijkste stofstromen (zwarte pijlen) bij de evaluatiemethodiek zuurstof en de belangrijkste factoren met invloed op of beïnvloed door zuurstof (rode pijlen). Verklaring van gebruikte afkortingen: temp = temperatuur, Chl a = Chlorofyl a, bact biomassa = bacteriële biomassa. Onder stressoren worden zoutstress en toxische stoffen gerekend.

2.1.1 Eenheden

Zuurstofgehalte kan worden gerapporteerd als concentratie (bv mg/l) of als procentuele verzadiging. Dit laatste geeft, in %, hoe dicht de maximaal opgeloste concentratie zuurstof bij evenwicht met de atmosfeer wordt benaderd. De oplosbaarheid van zuurstof in estuaria wordt in hoofdzaak bepaald door de temperatuur en het zoutgehalte. Onderstaande figuur illustreert de temperatuur- en zoutafhankelijkheid van de oplosbaarheid van zuurstof. De oplosbaarheid van zuurstof zal dalen bij toenemende temperatuur of zoutgehalte. OSPAR (Oslo and Paris Commission) beveelt in een estuariene context daarom ten zeerste aan dat temperatuur en zoutgehalte steeds mee gemeten worden bij de zuurstofmetingen.



Figuur 2-2: Verband tussen opgeloste zuurstof (DO), temperatuur en saliniteit

In deze evaluatie maken we gebruik van zuurstofconcentratie, niet van zuurstofverzadiging. Zuurstofverzadiging mag dan wel een maat zijn voor hoe ver de zuurstofconcentratie van het theoretische maximum is verwijderd, het is echter de zuurstofconcentratie die bepalend is voor het functioneren van het ecosysteem, ongeacht de verzadigingsgraad. Zuurstofcriteria in deze evaluatiemethodiek zijn daarom opgesteld aan de hand van absolute zuurstofconcentraties.

Sommige normen of richtlijnen leggen maxima op voor zuurstof, doorgaans uitgedrukt als een maximaal toelaatbare verzadiging (bijvoorbeeld KRW of normen voor schelpdierwater (Anon 2008)). In deze evaluatiemethodiek wordt geen zuurstofmaximum opgelegd. Er zijn geen aanwijzingen dat de hoge zuurstofconcentraties, zoals ze kunnen voorkomen bij sterke algenbloei in de zomer, directe schade kunnen veroorzaken aan aquatische organismen in de Schelde. Te hoge zuurstofwaarden worden dan ook niet verder beschouwd in deze evaluatiemethodiek. Evaluatiemethodieken die wel maxima opleggen voor zuurstofverzadiging, gaan ook niet uit van een potentieel schadelijk effect van de hoge zuurstofwaarde op zich, maar gebruiken de zuurstofoververzadiging als indicator voor het onderliggende probleem: overmatige algenbloei. Overmatige algenbloei kan wel tot problemen leiden, maar wordt in deze evaluatie op een andere wijze benaderd (zie toetsparameter Algen).

2.2 Effecten van zuurstofgebrek op het ecosysteem

Bij de beoordeling van de toetsparameter Zuurstof wordt nagegaan welke zuurstofwaarden problemen kunnen geven voor het ecosysteemfunctioneren. Toetsing van de rekenparameters aan de voorgestelde criteria moet aangeven of het zuurstofgehalte toereikend is voor het vervullen van de gewenste ecosysteemfuncties.
Lage zuurstofconcentraties tot ver onder het niveau van saturatie, kunnen grote effecten hebben op het ecosysteem. De duur dat bepaalde streefwaarden niet worden gehaald, kan gelden als maat voor de omvang van mogelijke zuurstofproblemen. De rekenparameters en bijhorende criteria zijn daarom opgesteld op basis van de effecten van lage zuurstofwaarden op het ecosysteem:

2.2.1 Effect abiotisch

Wanneer water en sediment anoxisch is, kan sulfaatreductie resulteren in de productie van het giftige waterstofsulfide. Daarnaast kan zuurstoftekort ook leiden tot de remming van ammoniumverwijdering doordat nitrificatie niet meer kan plaatsvinden. Ook de recycling van fosfaten en het vrijkomen van zware metalen uit bodemsediment naar de waterkolom kunnen een resultaat zijn van verminderd opgelost zuurstof, andere metalen daarentegen komen net in opgeloste vorm onder zuurstofrijke omstandigheden.

2.2.2 Effect biotisch

Zuurstof is essentieel voor de respiratie, welke de energie vrijstelt die nodig is voor vitale (metabolische) processen van vissen, krabben en schelpdieren, zoals foerageren, groei, zwemmen en reproductie. Een tekort aan zuurstof kan mortaliteit verhogen, reproductie beïnvloeden, groeisnelheden remmen en het voorkomen, overleving en gedrag van organismen veranderen, waardoor significante veranderingen kunnen optreden in het totale estuariene voedselweb (zie onder andere Batiuk et al., 2009).
Het Schelde estuarium met al zijn tijgebonden rivieren herbergt diverse en productieve gemeenschappen van estuariene organismen in een complex pakket van voedselwebben. Bij de ontwikkeling van criteria voor zuurstof werd daarom nagegaan welke zuurstofconcentraties kunnen leiden tot stressvolle omstandigheden voor diverse organismen. Goede zuurstofconcentraties kunnen dan worden omschreven als concentraties die zo min mogelijk de groei en overleving van organismen in specifieke habitats beïnvloeden.

2.2.2.1 Fytoplankton/fytobenthos

Fytoplankton en – benthos staan in voor de zuurstofproductie. Toch hebben deze organismen zelf ook zuurstof nodig: in het donker respireren zij immers. Recent onderzoek (Cox et al., 2009) suggereert dat lage zuurstofwaarden een remmend effect kunnen hebben op de groei van algen, en dat de lage zuurstofwaarden in de jaren '90 van vorige eeuw wellicht de algenbloei in de zoete Schelde onderdrukten. Dit fenomeen deed zich voor bij quasi anoxie, waarbij hogere organismen in de Schelde sowieso ontbraken. De Westerschelde heeft deze problemen gelukkig nooit gekend.

2.2.2.2 Zoöplankton/zoöbenthos

Een causaal verband tussen de aanwezigheid van benthos en goede zuurstofwaarden is niet gekwantificeerd, maar het IHD-rapport van Adriaensen et al. (2005) geeft verschillende argumenten die kunnen helpen een zuurstofwaarde voor een goede diversiteit af te leiden:

- Rond 1964 werd in de Biesbosch in Nederland een goede zoetwater-benthosdiversiteit vastgesteld bij zuurstofwaarden van 70% verzadiging of meer. Op sommige locaties werden Shannon Wiener-indices tussen 1 en 2 genoteerd bij waarden tussen 50 en 70% saturatie (Wolff, 1973). 50 à 70% saturatie komt overeen met ca. 4 tot 7 mg/l zuurstof, afhankelijk van de temperatuur.
- In het Elbe-estuarium zijn in het oligohalien getijdengebied (habitattype 22) 68 soorten benthos (Krieg, 2005) waargenomen, die empirisch konden gelinkt worden met een zuurstofgehalte tussen 5 en 6 mg/l (Krieg, mond.med. 2005). In het limnische deel van het Elbe-estuarium (habitattype 20) zijn bij zuurstofwaarden die niet lager waren dan 6 mg/l, liefst 148 soorten in de stalen aangetroffen. Een statistisch verband tussen diversiteit en zuurstof werd in de Elbe nog niet onderzocht, maar de empirische relatie laat vermoeden dat een minimumconcentratie van 5 mg/l voldoende kan zijn voor een goede diversiteit.

In de jaren '90 waren in het zoetwatergedeelte van de Schelde, dat 's zomers gekenmerkt werd door hypoxia, de benthosgemeenschappen beperkt tot een dominantie van Oligochaeta. In Gray et al. (2002) wordt deze sterke hypoxia tolerantie van oligochaeten bevestigd. Dit wordt onder andere ondersteund door Josefson en Widbom (1988, in Gray et al., 2002). Zij toonden aan dat bij zuurstofconcentraties lager dan 1,4 mg/l alle macrofauna was verdwenen, maar geen meiofaunistische taxa vertoonden significante afname. Daarnaast noemen Baden et al. (1990, in Gray et al., 2002) dat van de organismen die vaak gevonden wordt in mariene zand-modder bodems Abra sp. (Bivalvia) en Echinocardium sp. (zee-egel) wel uitzonderlijk gevoelig zijn voor verminderde zuurstofconcentraties.

In de Westerschelde werd een spatiale verandering in afwaartse richting waargenomen van *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) die toegeschreven kan worden aan anoxische condities in de oligohaliene zone (Appeltans et al., 2003; Sautour en Castel, 1995).

2.2.2.3 Vis

Literatuuronderzoek toont dat vissen het meest gevoelig zijn voor verminderde zuurstofconcentraties, gevolgd door crustacea, annelida en tenslotte bivalvia (Gray et al., 2002). De zuurstofcriteria binnen deze evaluatiemethodiek zijn dan ook voornamelijk gebaseerd op visvoorkomen en zuurstofcriteria voor vis.

ZOET en OLIGOHALIEN: Zoetwater en oligohaliene habitats dienen als paaigebied en vervullen een belangrijke kraamkamerfunctie; de waterkwaliteit moet garant staan voor een overleving en groei van alle levensstadia – eieren, larvae en juvenielen van migrerende (anadrome) vis en zoetwater (getijden)vis gedurende late winter (begin februari) tot late lente (eind mei) (Batiuk et al., 2009).

BRAK (MESOHALIEN): Soortenaantallen in brakke wateren liggen in het algemeen lager dan die in zoet en zout water. Brakke wateren zijn vaak instabiel en onvoorspelbaar waardoor soortenrijkdom minder waarschijnlijk is dan in stabiele omgeving, en extinctie meer waarschijnlijk

dan in stabiele omgeving (Pemberton en Wightman, 2010). De brakwaterzone van de Schelde wordt gekenmerkt door hoge turbiditeit, veel detritus, respiratie die meestal de bovenhand haalt op productie en bijgevolg lage zuurstofwaarden. De mesohaliene zone wordt door estuariene vis gebruikt voor het voltooien van hun levenscyclus. Daarnaast komt vis van bovenstrooms, Westerschelde (polyhalien) of zelfs Noordzee naar het brakke water voor bescherming en foerageren.

De brakwatergetijdezone wordt door juveniele mariene vis gebruikt als kinderkamer tijdens het eerste levensjaar (Adriaensen et al., 2005). Hierdoor draagt deze zone significant bij tot de rekrutering van jonge vis tot de volwassen (commerciële) visstocks van haring, tong, wijting, zeebaars schar en schor op de Noordzee.

ZOUT (POLYHALIEN): Het mesohaliene gedeelte van de Schelde wordt door mariene vissoorten (waaronder de commerciële vissoorten) en estuariene soorten gebruikt als paaigebied en voor reproductie. Daarnaast dient het als foerageergebied voor estuariene en zoutwater vissoorten (Breine 2009).

Soorten uit het huidige visbestand, maar ook vissoorten die niet (meer) in het Schelde estuarium voorkomen en die wel als doelsoorten worden vermeld (bv in IHD (Vlaanderen) of in de flora- en faunawet en rode lijst (Nederland), vormen de leidraad voor de kwantificering van goede zuurstofconcentraties. Zo dient het Scheldebekken op korte termijn (2010) zichzelf in stand houdende populaties van rivierprik, fint, spiering en op middellange termijn (2020) van zeeprik, elft en houting te hebben. Het voorkomen van jonge vis van katadrome en anadrome vissen in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde wijst op de volledige functie-invulling van het Scheldebekken als habitat voor diadrome soorten (Adriaensen et al., 2005).

Niet voor al deze soorten is bekend wat de zuurstofcriteria zijn voor gezonde overleving.

Reacties van vis op verminderde zuurstofconcentraties omvatten zowel gedragsmatig als fysiologische responsen. Sommige soorten verplaatsen zich naar de oppervlakte waar ze voldoende zuurstof kunnen krijgen uit de aerobe toplaag of lucht happen. Vis migreert weg van water met een lage zuurstofverzadiging en concentreert zich in ondiepere, meer aerobe wateren. Kortstondige perioden van hypoxie kunnen zo overbrugd worden. Gedragsmatige veranderingen door langdurige hypoxia of anoxia kunnen leiden tot veranderde predator-prooi relaties. Aerobe respiratie vergt zuurstof, echter, veel organismen kunnen tijdelijk overschakelen op anaeroob metabolisme bij een tekort aan zuurstof. Dit kan leiden tot verzuring van het lichaam en productie van schadelijke radicalen.

Gray et al. (2002) vonden dat in het algemeen een langere blootstelling aan 4 mg. l^{-1} O_2 voor acute mortaliteit zorgt in vele invertebraten en niet-zalmachtige visembryo's, terwijl 3 mg. l^{-1} O_2 voor acute mortaliteit zorgt in niet-zalmachtigen. Daarnaast zijn larven van vissen en crustaceeën gevoeliger voor zuurstofarmoede dan volwassenen dieren. Bij een concentratie van 3 mg $O_2.l^{-1}$ is sterfte van volwassen estuariene vissoorten een reëel gevaar in de Elbe. In Nieuw Zeeland werd vastgesteld dat vismortaliteit uitsluitend optrad bij concentraties van 2 mg L-1 of lager (Dean en Richardson, 1999).

Verminderde zwemactiviteit van juveniele zalmachtigen leidt tot verhoogde predatie na blootstelling van de embryo's aan 3 mg/l zuurstof (Roussel, 2007).

Hieronder volgt een samenvatting van effecten bij gereduceerde zuurstofconcentraties op mariene organismen volgens Gray et al. (2002):

Type organisme	**Effect**	**Concentratie zuurstof in mg l^{-1}**
Actief zwemmende vis	Groei	6
Actief zwemmende vis	Metabolisme	4.5
Bodem-levende vis	Metabolisme	4

Meeste vis	Mortaliteit	2
Krabben, garnalen, kreeften, isopoden	Groei	2-3.5
Bodem-levende isopoden	Mortaliteit	1-1.6
Bivalven	Groei	1-1.5
Annelida	Groei	1-2
Slijkspringers	Mortaliteit	1

2.3 Rekenparameters en criteria voor zuurstof

Gezien de zuurstofvereisten voor diverse soorten afhankelijk zijn van het seizoen, wordt een voor deze evaluatiemethodiek een opdeling gemaakt tussen winter (vanaf december tot en met april) en zomer (vanaf mei tot en met oktober).

2.3.1 Zomer

In het zomerhalfjaar (vanaf mei tot en met oktober) moet een minimum van 5 mg/l het overleven van alle doelsoorten mogelijk maken. Dit criterium geldt zowel overdag als ’s nachts en er wordt gerekend met 95 percentiel waarden, te bepalen in elk compartiment. Kortstondige afwijkingen van het minimum van 5 mg/l kunnen immers optreden zonder grote gevolgen voor het ecosysteem. Zo kunnen vele organismen een korte periode van hypoxie overleven door veranderingen in het metabolisme, of door tijdelijk te migreren naar locaties met betere zuurstofwaarden, op voorwaarde dat de zuurstofdip beperkt is in tijd en ruimte. De meeste vissoorten kunnen korte perioden met lage zuurstofwaarden, tot 2.5 mg/l, overleven door hypoxische en anoxische zones te ontwijken. Eventueel zwemmen ze naar de oppervlakte om lucht te happen of via huidademhaling aan voldoende zuurstof te komen.

Naast de 95 percentiel norm van 5 mg/l, wordt een absolute norm van 2,5 mg/l voorgesteld. Deze minimumwaarde wordt gehanteerd omdat deze waarde staat voor mortaliteit voor organismen die niet kunnen ontsnappen aan hypoxische condities. Hoewel vis en sommige crustacea in staat zijn te migreren, leidt het voor de meeste benthische gemeenschappen tot mortaliteit. Dit zal het eerst optreden bij crustacea en echinoïden, daarna bij de meer gevoelige annelida en uiteindelijk bij tweekleppige schelpdieren (Gray et al., 2002)

Ruimtelijke en temporele dekking
Een goede pelagiale kwaliteit vereist 5 mg/l zuurstof (95 percentielwaarden) dag en nacht in het gehele estuarium. De staalnames per schip, twee maal per maand, verzekeren de ruimtelijke dekking. Deze staalnames zijn steeds overdag. Ze zijn daarom niet representatief voor het zuurstofverloop en geven wellicht een overschatting. Daarom wordt ook met continue data gewerkt: de temporele dekking wordt gegarandeerd door een beperkt aantal continue meetstations. Dit levert voldoende inzicht en nauwkeurigheid, waardoor extra aandacht voor bandbreedtes op de metingen niet aan de orde is. Bij de evaluatie worden de staalnames van het schip (ruimtelijke dekking) en de continue data (temporele dekking) afzonderlijk getoetst: zowel voor de ruimtelijke als temporele metingen is 5 mg/l (95 percentiel) noodzakelijk om zuurstofproblemen te vermijden.

Zuurstofproblemen komen in hoofdzaak nog voor in de Zeeschelde en haar tijgebonden zijrivieren. Continue metingen zijn dus vooral daar van groot belang, en worden ook voorzien. In de Westerschelde is zuurstof al een tijdje geen probleem meer, en is de noodzaak om continu te meten minder groot. Wel blijft het toetsen van de metingen van het schip essentieel om trends te detecteren (o.a. voor risico-analyse), ook al worden de zuurstofcriteria steevast positief geëvalueerd.

Kortstondige zuurstofdips (tussen 5 mg/l en 2,5 mg/l) kunnen voorkomen zonder grote gevolgen. Zolang zuurstofdips niet onder 2,5 mg/l zakken, zullen er geen acute toxische effecten optreden. Bovendien kunnen de gevoelige soorten de zone met verlaagde zuurstofwaarden wellicht ontwijken. Maar hierdoor zullen de zuurstofdips een negatief effect hebben op het ecologisch functioneren van het systeem: ze kunnen een barrière vormen als de zone te uitgestrekt wordt in

ruimte en tijd. Ook benthische organismen, die een zuurstofdip niet kunnen ontvluchten, kunnen leiden onder te lange perioden van lage zuurstof. Daarom mogen de dips niet te lang duren: maximaal 48 uur. Duurt een dip langer, dan kan dit wijzen op een ernstig lokaal probleem met de zuurstofvraag waardoor lokaal alle zuurstof wordt geconsumeerd. Mogelijk is het echter geen lokaal probleem, maar strekt de zuurstofdip zich uit over een brede zone van het estuarium. Rekening houdend met verblijftijd en tij excursie in de Zeeschelde (waar de zuurstofproblemen zich in hoofdzaak bevinden), zou een dip langer dan 48 uur kunnen wijzen op een uitgestrekte zone met lagere zuurstofwaarden. Beide situaties zijn ongewenst. Een dip langer dan 48 uur krijgt een negatieve evaluatie.

Zuurstofdips kunnen ruimtelijk verspreid voorkomen in het estuarium. Concentreren de dips zich op een welbepaalde zone in het estuarium, kan er sprake zijn van een zuurstofbarrière en is er een structureel probleem. Daarom worden de zuurstofmetingen voor de ruimtelijke dekking per Schelde zone (niveau 3) geëvalueerd.

Uitzondering op de 5 mg/l grens (95 percentiel) in de zomer vormt de zone met sterke saliniteitsgradiënt. (Z4; compartimenten 7b t/m 12) in het estuarium, welke van nature een zone is met veel respiratie en kansen op lage zuurstofgehalten. Modellering van de pristiene toestand van de Zeeschelde (geen antropogene belasting, maar dezelfde morfologie als vandaag) toont dat het seizoenaal minimum tot 6 mg/l kan zakken (Adriaensen et al., 2005). Gezien de pristiene toestand per definitie geldt als de best mogelijke, kan de limiet moeilijk hoger gesteld worden. Deze modellering rekende bovendien met dagwaarden wat impliceert dat er zelfs in pristiene toestand lagere minima kunnen voorkomen in zones met veel respiratie. De zone met sterke saliniteitsgradiënt, is zo’n zone met sterke respiratie en verhoogde kans op lage zuurstofwaarden. Daarom geldt hier voor de temporele dekking (op basis van continue data) en voor de ruimtelijke dekking (op basis van de staalname per schip) een 90% norm van 5 mg/l.

2.3.2 Winter

Tijdens het winterhalfjaar (vanaf november tot en met april), wordt de zuurstofdrempel opgetrokken tot 6 mg/l zuurstof (95 percentiel) in het pelagiaal in het gehele estuarium, te bepalen in elk compartiment. Dit minimum is essentieel voor het migreren, paaien en opgroeien van bepaalde soorten in deze periode van het jaar. Sommige soorten, zoals de Dunlipharder en spiering, stellen nog hogere eisen aan hun omgeving. Als het absolute zuurstofminimum nooit onder 6 mg/l zakt, zullen er vele momenten kunnen optreden met hogere zuurstofwaarden, welke de migratie van onder andere zalmachtigen of karperachtigen toelaten.

Het absolute minimum van 2,5 mg/l en de duur van de zuurstofdip (tussen 2,5 en 6 mg/l) van 48 uur blijven ongewijzigd.

2.3.3 Stratificatie

De voorgestelde zuurstofcriteria van 6 mg/l in de winter en 5 mg/l in de zomer, moeten een goede ontwikkeling van zoöplankton/-benthosgemeenschap waarborgen. De voorgestelde norm geldt over de gehele waterkolom, maar wordt enkel gemeten in de bovenste waterlagen, zowel bij de staalname per schip als met de continue metingen. Bij optreden van stratificatie kan dus een zuurstofarme zone ontstaan aan de bodem, met schadelijke gevolgen voor het benthos tot gevolg. Deze problemen zullen niet door deze evaluatie worden blootgelegd. Voor het Schelde estuarium zijn er echter geen aanwijzingen gevonden voor sterke stratificatie. Wanneer een pycnocline (dichtheidsstratificatie) duidelijk aanwezig is tussen zoet en zout water in de transitiezone, komt stratificatie vaak voor. In zulke systemen is er reëel gevaar voor anoxie aan de bodem. Het Scheldesysteem is voor zover bekend een goed gemengd systeem.

Ook de aanwezigheid van zeer hoge slibconcentraties nabij de bodem (fluid mud) kan aanleiding geven tot anoxische zones. Als blijkt uit de monitoring voor hydro- en morfodynamiek dat stratificatie optreedt of aanwijzingen zijn voor anoxie in fluid mud, is mogelijk een aanpassing van de monitoring vereist.

2.4 Samenvatting en beoordeling zuurstof

2.4.1 Bestaande wetten en normen.

De voorgestelde evaluatie wijkt af van sommige bestaande normen en lijkt soms minder strikt. Bijvoorbeeld de *normen voor oppervlaktewater met de functie viswater* in Vlaanderen stellen dat 50% van de metingen 8 mg l^{-1} moet tonen (richtlijn), en 100% 5 mg l^{-1}(richtlijn voor karperachtigen). De bindende waarde ligt op ≥7 mg l^{-1} in 50% van de gevallen. Hierbij mag de waarde voor viswater voor karperachtigen niet onder 4 mg l^{-1} komen. Voor viswater met zalmachtigen geldt een 50% richtlijn van ≥8 mg l^{-1}, en 100% richtlijn van ≥7 mg l^{-1}, en een bindende waarde van ≥9 mg l^{-1} in 50 % van de gevallen, waarbij het zuurstofgehalte niet onder 6 mg l^{-1} mag dalen.

De KRW voor Nederland schrijft een Viswaterrichtlijn (EG, Nederland 2006) voor: water met als functie viswater voor zalmachtigen moet in 50 % van de gevallen een zuurstofconcentratie van ≥9 mg l^{-1} hebben, in 100% van de gevallen ≥7 mg l^{-1}. Dit laatste dient als richtlijn, de 50% waarde is een bindende waarde, met daarbij de opmerking dat indien het zuurstofgehalte daalt onder 6 mg/l de bevoegde instantie moet aantonen dat er onder deze omstandigheden geen schadelijke gevolgen optreden voor de evenwichtige ontwikkeling van de vispopulaties. Viswater voor karperachtigen dient in 50% van de gevallen een zuurstofconcentratie van ≥8 mg l^{-1} te hebben en in 100% van de gevallen ≥5 mg l^{-1}. Dit keer geldt dat de 50 percentielwaarde van ≥ 7 mg l^{-1} een bindende waarde is met daarbij de opmerking dat indien het zuurstof gehalte daalt onder 4 mg/l er aangetoond dient te worden dat er geen schadelijke gevolgen zullen treden.

Voor de evaluatie van deze richtlijnen wordt enkel rekening gehouden met overdag gemeten zuurstofwaarden. In de hier voorliggende evaluatiemethodiek worden ook nachtelijke waarden betrokken in de evaluatie. Het continu behalen van 5 mg/l, ook ’s nachts, impliceert dat wellicht overdag hogere zuurstofwaarden gemeten kunnen worden, waardoor het zuurstofgehalte geschikt kan zijn voor deze meer gevoelige soorten.

2.4.2 Beoordeling van de rekenparameter Zuurstof

Rekenparameter	Beoordeling
Absoluut zuurstofminimum	Een daling van het zuurstofgehalte onder het zuurstofminimum van 2,5 mg/l kan ernstige gevolgen hebben voor het ecosysteem van de Schelde. Deze rekenparameter wordt geëvalueerd in elke Scheldezone (niveau 3) voor de data voor ruimtelijke dekking en voor alle data voor temporele dekking (continue meetstations).
95 percentieel zuurstof	In het zomerhalfjaar (vanaf mei tot en met oktober) wordt het zuurstofgehalte positief geëvalueerd als 95% (90% in de zone met sterke saliniteitsgradiënt) van de metingen boven 5 mg/l blijven In de winter wordt dit 6 mg/l. Voor de ruimtelijke dekking wordt deze rekenparameter geëvalueerd in elke zone (niveau 3). Voor de temporele dekking wordt deze rekenparameter afzonderlijk bepaald en geëvalueerd voor elk continu meetstation.
Duur van de zuurstofdip	Zakken de zuurstofwaarden onder 5 mg/l in de zomer en 6 mg/l in de winter, dan spreken van een zuurstofdip. Wordt deze dipt langer dan 48 uur (op basis van de continue metingen), volgt een negatieve evaluatie.

De toetsparameter Zuurstof zal positief beoordeeld worden als de criteria voor de drie bovenstaande rekenparameters vervuld zijn.

2.4.3 Toepassing in T2015

Voor de T2015 zijn voldoende gegevens voorhanden om de toetsparameter zuurstof te bepalen. Data van continue zuurstofmetingen zullen echter niet voor de gehele periode 2009-2015 beschikbaar zijn voor alle stations in de Zeeschelde, zodat de duur van de zuurstofdip enkel voor de laatste jaren bepaald zal kunnen worden. De evaluatie zal dus minder temporele dekking hebben, maar vooral gestoeld zijn op de ruimtelijke dekking.

3 Toetsparameter: Nutriënten

3.1 Inleiding

Waar vroegere regionale wetgeving vaak de focus legde op waterkwaliteitscriteria gebaseerd op fysico-chemie (bijvoorbeeld met normen voor BOD en ammonium), verlegt de KRW de klemtoon meer naar doelstellingen gebaseerd op dit ecosysteemfunctioneren. De KRW stelt dat tegen 2015 een goede ecologische status moet bereikt worden in alle waterlichamen in de Europese Unie. Onder een goede ecologische status verstaat de KRW, voor nutriënten, dat de concentraties bepaalde grenzen niet mogen overschrijden zodat het functioneren van het ecosysteem, en het bereiken van bepaalde biologische kwaliteitskenmerken, wordt verzekerd.

Het uitwerken van evaluatiecriteria vereist bijgevolg een grondige kennis van het functioneren van het ecosysteem. Het uitwerken van criteria voor de evaluatie van nutriënten impliceert dat grenzen worden gezocht waarbinnen nutriënten mogen fluctueren zodat het goed functioneren van het ecosysteem niet wordt belemmerd. Met de huidige kennis is het echter niet mogelijk om deze grenzen volledig en onderbouwd af te bakenen. Voor de toetsparameter **Nutriënten** worden wel de krijtlijnen uitgezet hoe evaluatiecriteria kunnen worden afgeleid, en worden criteria uitgewerkt. Bij veranderende kennis van het ecosysteemfunctioneren, kan dan eventueel deze evaluatie verfijnd worden.

De doelstelling van deze toetsparameter is nagaan of de nutriëntvracht die door de Schelde passeert, het bereiken van de goede ecologische status niet in de weg staat. Dit geldt zowel voor de goede ecologische status in de Schelde (Zeeschelde en Westerschelde) zelf, als in het mondingsgebied en de Noordzee. In het MONEOS rapport (Meire en Maris, 2008) wordt immers de stroomafwaartse begrenzing van het estuarium gevormd door de lijn Zeebrugge-Westkapelle, inclusief de Vlakte van de Raan. De Belgisch-Nederlandse kustzone kan beschouwd worden als afwaartse grens voor de Schelde.

In het eutrofiëringsverhaal spelen niet enkel de nutriënten die vanuit het bekken het estuarium bereiken. Ook organische verbindingen stromen het estuarium in en kunnen voor een grote zuurstofvraag zorgen. Bij afbraak worden nutriënten vrijgesteld. Daarom dekt deze toetsparameter meer dan nutriënten alleen: een volledige titel zou zijn: nutriënten en organische koolstofvracht.

Het ganse Schelde-estuarium en kustzone hebben te kampen met negatieve effecten van eutrofiëring. Oorzaak van deze eutrofiëring is de antropogeen sterk verhoogde input van nutriënten vanuit het bekken van de Schelde, die samen met de input uit onder meer de bekkens van Seine en Somme, in de kustzone terechtkomt (Lancelot et al., 2009). De Schelde levert een belangrijke bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzone. Gezien ook de kwaliteit van de kustwateren in 2015 zal moeten voldoen aan de vereisten uit de KRW, moet bij de evaluatie van de pelagiale kwaliteit in de Schelde de bijdrage aan de vervuiling van de Noordzee in rekening gebracht worden. De kwaliteit van het uitstromende Scheldewater mag geen hypotheek leggen op een goede waterkwaliteit in de Vlakte van de Raan en de kustzone. Dit zal restricties opleggen voor de output van de Schelde, welke doorvertaald moeten worden naar input restricties voor het estuarium. De evaluatiecriteria voor nutriënten zullen dan ook deels vertrekken vanuit de vereisten voor de kustzone en verder afgeleid worden in functie van het ecosysteemfunctioneren binnen elke deelzone.

Goed functioneren – nutriënten en organische belasting

De algemene benadering is ook hier het herstel van de ecosysteemfuncties van estuarium en kustzone. Terugkeren naar pristiene input vanuit het bekken is in de huidige maatschappelijke context onmogelijk; men zal steeds rekening moeten houden met verhoogde input. Ook in de kustzone is een herstel van pristiene nutriëntconcentraties niet haalbaar, maar de concentraties zullen alleszins moeten dalen om schadelijke gevolgen te minimaliseren (Lancelot et al., 2009).

Het estuarium speelt hierbij een essentiële rol als schakel tussen bekken en kust. In het estuarium ligt immers de laatste kans om de nutriëntvracht te conditioneren om eutrofiëring in de kustzone te beperken.

De evaluatie van nutriëntconcentraties en organische belasting is aldus gebaseerd op de (potentiële) effecten op primaire productie en de hogere trofische niveaus. Deze aanpak is in overeenstemming met wat door Devlin et al., 2007 naar voren werd geschoven voor estuaria, en door Lancelot et al., 2009 voor de kustzone. Drie aspecten werden daarbij in rekening gebracht:

- nutriëntconcentraties (inclusief de organische belasting)
- primaire productie, als respons op de nutriëntconcentraties
- zuurstofgehalte en *Phaeocystis*, als respons op verhoogde productie, veranderde nutriëntverhouding en afbraak van organisch materiaal.

Voor nutriënten en organische belasting werden hier rekenparameters ontwikkeld. Primaire productie, zuurstofgehalte en *Phaeocystis* waren bepalend voor het uitwerken van beoordelingscriteria voor deze rekenparameters. Ze worden bovendien zelf geëvalueerd in de toetsparameters **zuurstof** en **algen** (primaire productie, *Phaeocystis*). Bij deze uitwerking wordt een onderscheid gemaakt tussen eutrofiëring in het estuarium, en eutrofiëring in de kustzee.

Primaire productie wordt echter niet enkel door nutriëntaanbod bepaald. In een troebel systeem als het Schelde-estuarium, zijn lichtklimaat maar ook temperatuur, zout, verblijftijd, of begrazing minstens even belangrijk; deze worden als verklarende parameter geïntegreerd in de evaluatie.

3.2 Effecten van nutriënten op het ecosysteem

3.2.1 Eutrofiëring in het estuarium

In de literatuur wordt uitvoerig beschreven tot welke gevolgen een overmaat aan nutriënten kan leiden. In estuaria in ons klimaat zullen een overmaat aan nutriënten gebruikt worden door primaire producenten (fytoplankton, soms ook macro-algen), wat leidt tot een stijging van de productiviteit. Een stijging van deze productiviteit kan zich uiten in een hogere biomassa van primaire producenten, hogere densiteiten aan fytoplankton of verlengde perioden van algenbloei. Dit moet niet per definitie als negatief beschouwd worden. Zolang de toename beperkt is, en de toename in primaire productie kan doorstromen in de voedselketen naar hogere trofische niveaus, kan dit ook positieve effecten hebben. In het Schelde-estuarium is bijvoorbeeld het areaal slikken sterk afgenomen, waardoor bij een ongewijzigde primaire productie het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus, zoals vogels die foerageren op de slikken, ook afneemt. Met een hogere productie op een verminderde oppervlakte, kan op deze wijze mogelijk toch voldoende voedsel voorzien worden voor hogere trofische niveaus. Dit was een van de uitgangspunten voor de instandhoudingsdoelstellingen voor de Zeeschelde (Adriaensen et al., 2005), waarbij werd bepaald welke oppervlakte, bij toegenomen productiviteit, vereist is om te voorzien in voldoende voedsel voor de Europees aangemelde soorten. Deze benadering wordt verder uitgewerkt binnen de communicatie-indicator **Ecologisch functioneren**.

Beperkte verhoging van de nutriëntinput kan dus in bepaalde gevallen wenselijk zijn, maar er is ook een keerzijde. De verhoogde toevoer van stikstof en fosfor ging niet gepaard met een zelfde verhoging van de verhoging van silicium en heeft de relatieve beschikbaarheid van de verschillende nutriënten gewijzigd. Dit heeft geleid tot verschuivingen binnen de fytoplanktongemeenschappen en kan aanleiding geven tot schadelijke algenbloei. Verschuivingen in het fytoplankton kunnen verschuivingen in het zoöplankton of macrobenthos veroorzaken, welke zich kunnen doorvertalen in veranderingen in de hele voedselketen. Ook kunnen schadelijke planktonsoorten tot bloei komen, welke toxines produceren.

Verhoogde fytoplanktondichtheden kunnen leiden tot secundaire effecten, zoals lichtlimitatie door beschaduwing of daling van het zuurstofgehalte. De daling van het zuurstofgehalte kan ten gevolge van de respiratie van het fytoplankton zelf zijn, wat ’s nachts leidt tot dalende

zuurstofwaarden. Recent onderzoek in het kader van deze evaluatiemethodiek wijst echter uit dat, anno 2010, de daling van het zuurstofgehalte in de Schelde ten gevolge van fytoplanktonrespiratie klein is. Normalerwijze zal een overmatige fytoplanktonbloei en bijhorende respiratie niet leiden tot zuurstofproblemen 's nachts, waardoor de criteria gesteld in de evaluatiemethodiek zuurstof niet in het gedrang komen tijdens perioden van sterke algenbloei. Deze bevinding kan echter niet veralgemeend worden naar andere estuaria en mag ook niet als constant in de tijd beschouwd worden. Enkel met de huidige fytoplanktonsamenstelling worden geen zuurstofproblemen gesignaleerd tijdens sterke algenbloei. Wanneer er structurele veranderingen zouden optreden in de algenpopulatie in de Schelde, moet het risico op nachtelijke zuurstofproblemen ten gevolge van algenrespiratie opnieuw geëvalueerd worden.

Effecten op zuurstof
Tijdens sterke algenbloei treedt er momenteel geen zuurstofdepletie op, maar bij afsterven van een dergelijke algenpopulatie rijst er een grote zuurstofvraag. Algenpopulaties kunnen afsterven wanneer ze in ongunstige omstandigheden komen. Veranderende weersomstandigheden liggen vaak aan de basis. Verhoogde debieten kunnen de verblijftijd verkorten, waardoor bijvoorbeeld een zoete planktonpopulatie versneld doorspoelt naar de brakke of zoute zone waar ze niet kan overleven. Sterke temperatuurschommelingen, afname van de hoeveelheid licht (minder zonneschijn of verhoogde troebelheid) kunnen ook een bloei beëindigen. Tenslotte kunnen algen zelf een verdere bloei verhinderen door bijvoorbeeld uitputting van bepaalde nutriënten of zelfbeschaduwing.

Een sterke daling van het zuurstofgehalte bij veranderende weersomstandigheden zal, anno 2010, niet louter toe te schrijven zijn aan de afbraak van een algenbloei. Het stroomopwaartse gedeelte van het estuarium krijgt vanuit het bekken nog steeds een grote allochtone vracht te verwerken. De biologische zuurstofvraag (BOD5) in de Bovenschelde bedraagt gemiddeld nog 9 mg/l (gemiddelde 2005-2009). Modellering suggereert dat in de zomer de oppervlaktebeluchting de zuurstofvraag voor de afbraak van deze allochtone vracht niet kan compenseren in sommige delen van het estuarium. Het is dankzij de sterke primaire productie in de opwaartse delen van het estuarium dat de hoge allochtone belasting snel kan worden afgebroken zonder zuurstoftekorten. Bij het uitwerken van een evaluatie voor nutriënten en het zoeken naar grenzen voor primaire productie, dient de organische belasting in het estuarium daarom steeds mee in rekening gebracht te worden. Een zekere bloei is vereist, in relatie tot de allochtone nutriënten, om te voldoen aan de zuurstofvraag van het ecosysteem en aldus zuurstoftekorten te vermijden.

Verschuivingen in fytoplankton
Algenbloei in het estuarium wordt momenteel gedomineerd door diatomeeën. Zij vormen de basis van de voedselketen. Zoöplankton of –benthos zal de diatomeebloei begrazen waardoor de energie kan doorstromen naar hogere trofische niveaus. Een goed ontwikkelde zoöplanktongemeenschap helpt een planktonbloei te onderdrukken.

Diatomeeën hebben naast stikstof en fosfor ook silicium nodig. Wanneer de siliciumpool uitgeput geraakt, zullen andere algensoorten de bovenhand krijgen. Verschuivingen in de algenpopulatie kan verschillende negatieve effecten hebben. Zo is de doorstroming van energie niet meer verzekerd, omdat sommige niet-diatomeesoorten minder goed begraasd worden. Bepaalde zogenaamde plaagalgen kunnen ook rechtstreeks negatieve gevolgen hebben door het uitscheiden van toxines of vormen van dichte matten of schuim. Bovendien is het niet duidelijk of met andere algenpopulaties het nachtelijk zuurstofverbruik binnen de perken blijft.

Wanneer de stikstofpool uitgeput raakt, maar fosfor is nog in overvloed aanwezig, stijgt het risico op de bloei van schadelijke cyanobacteriën. Sommige cyanobacteriën beschikken immers over het vermogen om stikstof te fixeren uit de lucht. Gezien momenteel stikstof nog steeds het meest abundante nutriënt is in de Schelde, zal in deze evaluatiemethodiek niet ingegaan worden op deze problematiek.

Toxiciteit
Van nitriet en ammoniak is beschreven dat het toxisch kan zijn, vooral vis is hier gevoelig voor.

3.2.2 Eutrofiëring in de kustzone

Zuurstofgebrek is in de bovenste waterlagen van de zoute zone van het estuarium en de kustzee niet aan de orde. De eutrofiëringsproblematiek uit zich hier het sterkst door de overmatige bloei van plaagalgen in het voorjaar. Deze algenbloei wordt in hoofdzaak gedomineerd door grote kolonies van de groenalg *Phaeocystis globosa*, verder in deze tekst kortweg *Phaeocystis* genaamd. Wanneer *Phaeocystis* te grote kolonies vormt, worden zij ongeschikt voor begrazing door de meeste zoöplanktonsoorten. Eens de kolonies groter worden dan 400 µm, overschrijden ze de graascapaciteit van het zoöplankton, met name die van de copepoden. Er is aldus geen doorstroming van energie meer en geen controle meer over de fytoplanktonbloei. Bezinking van grote hoeveelheden organisch materiaal na een bloeipiek kan leiden tot zuurstofproblemen in de diepste waterlagen. Ook het schuim dat gevormd wordt wanneer de golfslag de algenpopulatie stukslaat, is een karakteristieke uiting van deze vorm van eutrofiëring. *Phaeocystis*bloei wordt daarom door KRW naar voren geschoven als een belangrijke indicator voor eutrofiëring, is ook hier opgenomen in de toetsparameter **Algen** en is mede bepalend voor het opstellen van evaluatiecriteria voor de toetsparameter **Nutriënten**.

Wereldwijd wordt een toename van hypoxia in diepere waterlagen in mondingsgebieden en kustzones waargenomen. De oorzaak van hypoxie aan de bodem is het uitzakken van organisch materiaal dat geproduceerd wordt door fotosynthese in de bovenste waterlagen of dat geïmporteerd wordt uit estuaria en rivieren. Dat materiaal wordt gebruikt als voedselbron door benthische organismen en wordt ook bacterieel afgebroken. De respiratie van deze organismen zorgt voor een zuurstofflux van de waterkolom naar het sediment, waardoor hypoxische condities kunnen ontstaan. Verschillende antropogene en natuurlijke factoren beïnvloeden het voorkomen en de intensiteit van hypoxie aan de bodem, ondermeer klimaatverandering speelt hierin een rol. Zeker voor de kustzone moet deze problematiek verder opgevolgd worden. Momenteel zijn er geen indicaties dat dit zich in onze kustzone voordoet. Wanneer uit de observaties van zuurstof een toename blijkt van hypoxische condities in diepere waterlagen, dringt een uitbreiding van de evaluatiemethodiek zich op.

3.3 Rekenparameters en criteria voor Nutriënten

Eutrofiëring is een complex probleem, dat zich kan uiten op verschillende manieren. Zuurstofgebrek en verschuivingen binnen de algenpopulatie worden hier naar voor geschoven als belangrijke gevolgen, en vormen de basis van de evaluatiemethodiek. De evaluatie van deze uitingen van eutrofiëring, met name zuurstofproblemen en verschuivingen in planktonpopulaties, komen aan bod in de toetsparameters **Zuurstof** en **Algenbloei**.

3.3.1 Gevaar voor zuurstoftekorten ten gevolge van eutrofiëring

De zuurstofconcentratie is de resultante van uitwisseling met de atmosfeer en primaire productie enerzijds, en consumptie door respiratie en oxidatiereacties anderzijds (zie toetsparameter Zuurstof). De respiratie is in hoofdzaak bacteriële respiratie voor de afbraak van de organische belasting (BOD-C) en zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD). Respiratie door hogere organismen is relatief klein en wordt niet mee geëvalueerd, met ook hier de opmerking dat indien een toename van hypoxische condities aan de bodem wordt waargenomen, respiratie door benthische organismen wel van belang wordt. In het huidige Schelde-ecosysteem wordt ook de nachtelijke respiratie door algen als klein verondersteld.

De rekenparameters die wijzen op mogelijke zuurstoftekorten worden in de Zeeschelde bepaald in elk Schelde compartiment (niveau 4). In de Westerschelde, waar het zuurstofprobleem minder aan de orde is, volstaat een beoordeling per zone (niveau 3).

<u>NOD (Nitrogen Oxygen Demand)</u>
Bij zomerse temperaturen treedt nitrificatie snel op en onttrekt in korte tijd veel zuurstof aan het water. Een hoge ammoniumvracht kan, wanneer de omstandigheden voor nitrificatie gunstig zijn, met name hoge temperaturen en de aanwezigheid van een actieve populatie nitrificerende

bacteriën, in enkele uren tijd het zuurstofgehalte drastisch naar beneden trekken. Ammoniumconcentraties zijn daarom essentieel voor het bepalen van het gevaar op zuurstoftekorten. Ook voor nitriet zal nog zuurstof opgenomen worden voor de productie van nitraat. Op basis van de concentraties aan NH_4^+ en NO_2^- kan een indicator voor de "stikstof-zuurstofvraag" bepaald worden: de NOD (nitrogen oxygen demand). Deze rekenparameter omvat niet de totale stikstof-zuurstofvraag, enkel deze voor de snelle omzetting van de anorganische stikstofcomponenten ammonium en nitriet. Er bestaat ook een traag omzetbare stikstoffractie, welke vervat zit in organische verbindingen. Daarvoor is eerst decompositie vereist om het ammonium vrij te stellen, waarna een nitrificatie kan optreden. Dit proces consumeert ook zuurstof, maar veel langzamer. Wat betreft het Schelde-estuarium, is de kennis over deze fractie relatief beperkt en wordt deze fractie niet verder beschouwd bij de evaluatie. Meer informatie in Bijlage 1 achteraan dit hoofdstuk.

Voor de rekenparameter NOD wordt de stikstofzuurstofvraag benaderd uitgaande van de concentraties aan ammonium en nitriet:

$$NOD = 4.33\ [NH_4^+\text{-}N] + 16/14\ [NO_2^-\text{-}N]$$

Wettelijke bepalingen voor NOD bestaan niet. Ook voor de ammoniumconcentratie zijn geen bovengrenzen opgenomen in de KRW. Wel zijn er bepalingen voor BOD in de Zeeschelde, welke niet hoger mag zijn dan 6 mg/l. Als de NOD 6 mg/l zou bedragen, kan dit bij zomerse temperaturen onmiddellijk tot zuurstofproblemen leiden. Daarom wordt hier gesteld dat deze snel omzetbare NOD fractie maximaal 1/3 mag zijn van de totale zuurstofvraag. Als bovengrens voor NOD wordt daarom 2 mg/l aangehouden.

BOD-C

Bacteriële afbraak van de organische belasting vormt een tweede belangrijke oorzaak van zuurstoftekorten. Afbraak van organisch materiaal verloopt een stuk trager, waardoor de daling van het zuurstofgehalte minder snel zal verlopen dan bij nitrificatie (dagen in plaats van uren). Modelstudies zijn vereist om een beter inzicht te krijgen in de snelheid waarmee zuurstoftekorten zich kunnen voordoen. Niet alle organisch materiaal kent immers dezelfde afbraaksnelheid. Momenteel wordt voorgesteld om als enige indicator voor de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie de BOD-C (biochemical oxygen demand – carbon) te gebruiken. Deze BOD bevat geen zuurstofvraag meer voor nitrificatie, en wordt bepaald door het toedienen van een nitrificatieremmer aan het BOD experiment. (Ook uit BOD stalen zonder nitrificatieremmer kan de BOD-C afgeleid worden, zie Bijlage 1 achteraan dit hoofdstuk).

In de KRW Vlaanderen wordt 6 mg/l als norm gehanteerd voor BOD. We hanteren de Vlaamse norm als bovengrens voor BOD-C. Wanneer metingen of modelresultaten uitwijzen dat deze grenswaarde onverzoenbaar is met goed ecologisch functioneren van het estuarium, dient de waarde aangepast te worden. Deze nieuwe grenswaarde kan later opnieuw geëvalueerd te worden en desnoods aangepast te worden aan de veranderende systeemkenmerken van het estuarium.

Bij zeer lage BOD meetresultaten wordt de nauwkeurigheid van de metingen twijfelachtig. In de Westerschelde liggen de BOD-waarden, voornamelijk door sterke verdunning, steeds zeer laag. Evaluatie van BOD-waarden is daarom niet nodig in de Westerschelde.

TDIN en fosfaat-P

De organische belasting bestaat uit autochtoon en allochtoon materiaal. De BOD-C en NOD metingen aan de opwaartse systeemgrenzen zijn een goede indicator voor de allochtone vracht (vanuit het bekken). De autochtone vracht wordt bepaald door de primaire productie, welke afhankelijk is van de nutriëntvrachten. De totale vracht aan opgeloste anorganische stikstof (TDIN) en fosfaat is daarom een goede maat voor het risico op overmatige algenbloei en het ontstaan van een grote autochtone zuurstofvraag. Anderzijds is er een minimale vracht aan nutriënten vereist voor het onderhouden van de voedselketen.

In het huidige estuarium echter zijn nutriënten meestal niet limiterend. Het estuarium wordt licht gelimiteerd verondersteld. In de Zeeschelde zijn naast lichtbeschikbaarheid ook temperatuur, zout en begrazing cruciale factoren voor de primaire productie (Cox 2008), evenals verblijftijd. Bij een korte verblijftijd (hoog debiet) wordt minder fytoplanktonbiomassa opgebouwd dan bij lange verblijftijd (laag debiet). Een lange verblijftijd verhoogt zo de effecten van eutrofiëring (hoge algenbiomassa's, siliciumdepletie, verhoogde relatieve abundantie van niet-diatomeeën, verhoogde zuurstofconsumptie door autotrofe respiratie). Een korte verblijftijd daarentegen vermindert de potentie voor autochtone productie, en zo ook de beschikbaarheid van voedsel voor hogere trofische niveaus. De verblijftijd in de Boven-Zeeschelde wordt bepaald door het debiet dat uit het stroomgebied stroomopwaarts Gent de Boven-Zeeschelde binnen vloeit. Het debiet dat het estuarium zo binnen komt is ongetwijfeld sterk verlaagd door menselijk ingrijpen. Bij het beoordelen van de nutriënten moet daarom verblijftijd en lichtklimaat mee in beschouwing genomen worden als verklarende parameters. Een diepgravende studie van de effecten van veranderend lichtklimaat of verblijftijd op het ecologisch functioneren van het estuarium, en de vergelijking met een (historische) referentiesituatie is vooralsnog niet voorhanden. Meer kennis over deze cruciale sturende elementen is vereist voor een verdere uitwerking van deze indicator.

TDIN= NH_4^+-N + NO_2^--N + NO_3^--N

Voor de beoordeling van de rekenparameters TDIN en Fosfaat gelden pristiene situaties niet als referentie, wel de vereisten om algenbloei in het estuarium niet te laten ontsporen met zuurstofgebrek als gevolg. Hiervoor is geen pasklare norm voorhanden. De beoordeling voor deze indicator zal erin bestaan eerst na te gaan welke waarden TDIN en PO_4-P mogen aannemen, binnen het actuele ecosysteemfunctioneren, opdat geen zuurstoftekorten zullen ontstaan. Voor elke zone (niveau drie) dient bepaald te worden welke minimale primaire productie vereist is om voldoende zuurstof te generen voor de huidige organische belasting, en om voldoende voedsel te voorzien voor de gewenste hogere trofische niveaus. Terugkoppeling naar verblijftijden en lichtklimaat zijn hierbij essentieel. De opgebouwde algenbiomassa mag echter niet te groot worden, anders ontstaat het risico op zuurstoftekorten bij plots afsterven van de populatie. Grenswaarden voor algenbiomassa dienen daarom afgeleid te worden, wat beperkingen zal opleggen aan een complex samenspel van nutriënten, verblijftijd en lichtklimaat. Het is op dit moment nog niet mogelijk de criteria voor deze rekenparameters uit te diepen. Gezien de overmaat aan nutriënten die momenteel nog aanwezig is in het estuarium, wordt bij ontbreken van gedetailleerde criteria, elk status quo of daling voor de rekenparameters TDIN en PO_4-P positief geëvalueerd. Om schommelingen tussen natte en droge jaren te ondervangen, stellen we dat de jaargemiddelde concentratie niet mag stijgen ten opzichte van de gemiddelde van de voorbije 6 jaar, te bepalen voor elke zone op niveau 3.

3.3.2 Gevaar voor verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling

Silicium speelt een sleutelrol bij deze verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling. Daarom werd opgelost silicium opgenomen in de ondersteunende fysico-chemie van de KRW. De relatieve beschikbaarheid van Si ten opzichte van N en P bepaalt grotendeels of de fytoplanktonpopulatie bestaat uit een diatomeeën- of een niet-diatomeeëngemeenschap. Een toename van het relatieve belang van niet-diatomeesoorten in een fytoplanktonpopulatie is een van de meest bekende negatieve impacts van eutrofiëring.

De concentraties van Si worden in hoge mate bepaald door wat bovenstrooms gebeurt. De input vanuit het bekken werd lang als constant beschouwd. Recent onderzoek aan de Universiteit Antwerpen toont echter aan dat landgebruik een grote invloed heeft op siliciumfluxen naar het estuarium. Wijzigingen in het estuarium kunnen ook de fluxen naar stroomafwaartse delen beïnvloeden. Nu bijvoorbeeld het Rupelbekken terug herademt en er opnieuw een diatomeebloei voorkomt, wordt een verschuiving van de siliciumlimitatie vastgesteld in het estuarium. Heel wat factoren die fytoplanktonbloei bepalen in de Zenne en de opwaartse systeemgrenzen zijn immers veranderd, en bij gebrek aan kennis van de zoetwatersoorten weten we niet meteen waartoe die veranderingen gaan resulteren in afwaartse gebieden. Metingen van Si kunnen tonen waar mogelijke limitatie kan optreden.

Niet enkel wat bovenstrooms gebeurt is bepalend, ook de evoluties in het zoetwatergedeelte van het estuarium kunnen bepalend zijn voor het brakke en zoute gedeelte van het estuarium. Door de langere verblijftijden kan fytoplanktonbloei veel hogere concentraties (500 tot 1000 µg/l chl a) bereiken in het zoete estuarium dan in de bovenlopen. De siliciumconsumptie ligt dan ook veel hoger in dit deel van het estuarium waardoor transport van Si naar de Westerschelde lager is en de limitatie zich zeewaarts kan verder zetten. Anderzijds is geweten dat schorren een belangrijke rol spelen in de siliciumcyclus. Zo vormt riet een grote buffer aan silicium, en na decompositie stellen schorren veel opgelost silicium vrij. Belangrijke wijzigingen in het schorareaal kunnen bijgevolg een impact hebben op de Si/N/P verhouding. Deze verhouding is de sleutel die ons in staat stelt veranderingen in planktonpopulaties en primaire productie te begrijpen.

Zowel DSi als BSi zijn van belang
Niet enkel het opgeloste silicium (DSi) maar ook de biogene vorm (BSi) dient gemeten te worden voor een goed begrip van alle stofstromen binnen het ecosysteem. Diatomeeën nemen enkel de opgeloste vorm, DSi, op. DSi meten is dus essentieel om lokaal het eutrofiëringsprobleem te evalueren.

Na opname door organismen wordt DSi omgezet in de niet opneembare vorm BSi (biogeen silicium). Bij sterke planktonbloei, bestaat 85 % van de vracht of meer uit de biogene vorm van silicium. Het grootste deel van Si wordt dus als BSi getransporteerd richting zee. We kunnen dus nooit Si in het eutrofiëringplaatje passen zonder BSi, en nooit een compleet beeld krijgen van verhoudingen, noch van processen die Si beïnvloeden.

Door toenemende bloei bovenstrooms kan het belang van BSi nog toenemen, en vergroot de kans op DSi-tekorten, en verschuivingen in de planktongemeenschap in de Westerschelde of kustzee. Metingen van DSi en BSi geven indicaties in welke mate een daling van DSi verschuift naar toegenomen BSi. BSi vormt een belangrijk deel van de siliciumvracht binnen het Schelde-estuarium (Struyf et al. 2007). Dit BSi kan tijdelijk of definitief worden neergeslagen in nieuw aangelegde overstromingsgebieden (Jacobs et al., 2008). Dit proces zal in toenemende mate belangrijk worden door de aanleg van grote, nieuwe overstromingsgebieden. Voorts heeft de Boven-Zeeschelde een spectaculaire verandering ondergaan waardoor de diatomeebloei in dit gedeelte van het estuarium sterk verhoogd is t.o.v. een tiental jaar geleden (Cox et al., 2009). In de Rupel en de Zenne wordt, door de toenemende zuivering, hetzelfde verwacht. Dit vergroot wellicht het aandeel van BSi in de totale Si vracht, gezien de relatieve inertie van BSi.

Er zijn dus aanwijzingen dat tot 50% van de Si-toevoer naar kustzones in biogene vorm (BSi) plaatsvindt. Het is echter niet duidelijk of bij toegenomen DSi consumptie, de BSi export toeneemt, of dat een deel van het geproduceerde BSi in het estuarium gestockeerd blijft en niet meer in het mariene milieu terecht komt. Ook is het nog niet duidelijk welke rol het zoöplankton speelt bij de recyclering van silicium. Ondanks de sterk toegenomen consumptie van DSi in bovenstroomse delen van het estuarium, lijken de siliciumtekorten in meer afwaartse zone niet echt toe te nemen. Mogelijk wordt door begrazing door zoöplankton BSi in het fytoplankton sneller gecycleerd en opnieuw vrijgesteld als DSi, waardoor siliciumdepletie wordt vermeden. Het is duidelijk dat meer kennis vereist is om deze problematiek correct te kunnen evalueren. Hogere BSi vrachten kunnen immers resulteren in een verscherping van deze siliciumproblematiek in afwaartse gebieden en de kustzone. Zonder de mechanismen achter recyclering en de rol van zoöplankton te kennen is het niet mogelijk om te oordelen in welke mate bovenstroomse autotrofie (door nog steeds zeer hoge P- en N-concentraties) benedenstroomse fytoplanktongemeenschappen beïnvloedt.

Metingen van DSi en BSi kunnen wel nagaan of de export van Si naar de Westerschelde en Noordzee wijzigt, en of eventuele toename of afname van BSi richting Westerschelde het ecosysteem daar kan beïnvloeden. Zowel voor veranderingen in het Schelde-estuarium zelf, als voor de beïnvloeding van het ecosysteem in de Noordzee, zijn dus metingen van DSi en BSi een noodzaak.

Metingen van DSi en BSi zijn reeds enkele jaren geleden toegevoegd aan de systeemmonitoring in de Zeeschelde. In de Westerschelde wordt de DSi monitoring ook uitgebreid met staalnames voor BSi. De data zijn dus voorhanden voor het opstellen van rekenparameters die beide siliciumvormen hanteren.

DSi

De concentratie aan opgelost silicium zal een verschuiving in de fytoplanktonpopulatie induceren. Vanaf 0.01 mM kan silicium immers limiterend worden voor de groei van diatomeeën. Deze grenswaarde wordt daarom als beoordelingscriterium gehanteerd voor het acute risico op lokale shift van diatomee- naar niet-diatomee-algen. Waarschijnlijk verschilt de limiterende concentratie silicium van soort tot soort. In de brakke, zoute of zoete zone zal limitatie optreden bij verschillende concentraties. Zolang echter de juiste kennis hieromtrent niet voorhanden is, wordt 0.01 mM gebruikt als grenswaarde.

Ook de duur van de depletie is van belang. Een beperkte periode van siliciumlimitatie is onschadelijk zolang het relatieve belang van niet-diatomeeën in de fytoplanktonpopulatie niet te sterk afneemt. Sinds het snelle herstel van de Zeeschelde in het begin van deze eeuw, zien we verlengde periodes van zeer lage siliciumconcentraties. Uit analyse van de gegevens uit 2004 blijkt dat na een periode van 4 maanden van lage siliciumconcentraties het relatieve aandeel van diatomeeën in de totale populatie in de Zeeschelde tot onder de 60% zakte. Daarom wordt de rekenparameter DSi pas negatief beoordeeld als de waarde langer dan 4 weken (= 2 opeenvolgende meetcampagnes in het zomerhalfjaar) onder 0,01 mM daalt, te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en elke zone (Niveau 3) in de Westerschelde.

ICEP: ICEP-DSi en ICEP-TSi

Om een indicatie te hebben voor het risico op ongewenste verschuivingen in de algengemeenschap in afwaartse gebieden en vooral de kustzeeën, ontwikkelden Billen en Garnier (2007) de “Indicator of Coastal Eutrofication Potential” of ICEP. Voor deze indicator gaan zij ervan uit dat zolang er voldoende opgelost silicium is, geen schadelijke algen tot bloei zullen komen. Deze vereenvoudiging is niet volledig correct; ook de totale stikstofvracht zal een rol spelen, wat wordt opgenomen in de rekenparameter TDIN-vracht. De ICEP bepaalt de potentiële koolstofbiomassa die zich kan ontwikkelen in de afwaartse gebieden ten gevolge van ongewenste algenbloei op basis van de resterende hoeveelheden stikstof of fosfor, nadat alle silicium werd geconsumeerd. Om verschillende estuaria met elkaar te kunnen vergelijken, wordt de ICEP uitgedrukt per oppervlakte van het stroomgebied, dus in de eenheid kg C. km^{-2}. dag^{-1}. De ICEP is gebaseerd op de molaire Redfield ratio’s waarbij C:N:P:Si zich verhouden als 106:16:1:20. De berekening gaat als volgt:

ICEP = (Nflux/(14*16) – Siflux/(28*20)) * 106 * 12	wanneer N/P < 16 (N is limiterend over P)
ICEP = (Pflux/31 – Siflux/(28*20)) * 106 * 12	wanneer N/P > 16 (P is limiterend over N; dit laatste is vooralsnog het geval in de Schelde, waardoor deze berekeningswijze voor ICEP van toepassing zal zijn).

Bij Billen en Garnier (2007) stellen N-flux, P-flux en Si-flux de gemiddelde fluxen voor totaal stikstof, totaal fosfor en opgelost silicium aan de monding. Ze wijzen er meteen op dat door opgelost silicium te gebruiken in hun evaluatie, een onderschatting wordt gemaakt van de siliciumflux, en dus een mogelijke overschatting van het eutrofiëringsprobleem. Daarom wordt in deze tool voorgesteld om een ICEP te berekenen met DSi waarden (ICEP-DSi) en een ICEP te berekenen met de totale siliciumflux, zijnde DSi + BSi (ICEP-TSi).

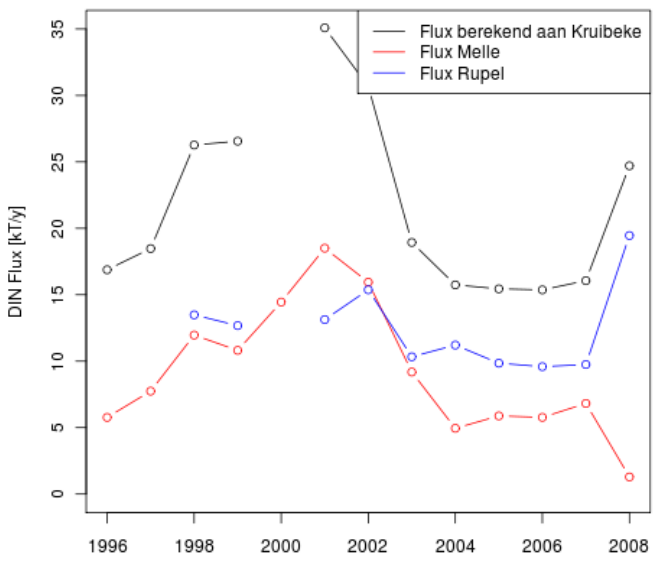
Billen en Garnier (2007) hebben de ICEP-DSi toegepast op diverse estuaria. Ook voor pristiene situaties werd de ICEP-DSi gemodelleerd. In onverstoorde milieus levert de ICEP-DSi steevast negatieve waarden op: silicium is steeds in overmaat aanwezig. In sterk eutrofe systemen, stijgt de ICEP-DSi boven 0 uit tot circa 20 à 30 kg C/km^2/dag, wat wijst op een groot potentieel voor

schadelijke algenbloei. Een negatieve ICEP-DSi wordt dus positief geëvalueerd. Indien de ICEP-DSi positief wordt, is dit een aanwijzing dat er stroomafwaarts problemen kunnen rijzen. Echter, de vracht aan BSi is in de ICEP-DSi niet in rekening gebracht. Als de ICEP-TSi negatief is, daalt het risico op eutrofiëringsproblemen. Het is echter nog niet duidelijk of al dit biogeen silicium steeds terug beschikbaar zal komen als DSi, noch binnen welke tijdsspanne dit gebeurt. BSi kan mogelijk snel recycleren (bijvoorbeeld via zoöplankton), het kan evengoed traag recycleren na depositie in schorren, of het kan begraven worden en voor zeer lange tijd uit de siliciumkringloop verdwijnen.

Volgende criteria zijn daarom geselecteerd:
Negatieve ICEP-TSi en ICEP-DSi krijgen een positieve evaluatie. Positieve ICEP-TSi wordt negatief geëvalueerd. Positieve ICEP-DSi wordt negatief geëvalueerd als in de meest afwaartse zone van de Schelde (Sterk Polyhalien) siliciumdepletie optreedt, met ander woorden als de rekenparameter DSi daar negatief scoort.

<u>TDINflux</u>
Niet enkel de verhouding van de nutriënten, ook hun absolute concentraties kunnen een rol spelen in de verstoring van de fytoplanktonpopulatie. Lancelot et al. (2009) hebben hieromtrent onderzoek verricht voor de Belgische kustzone. *Phaeocystis* wordt hier als indicatorspecies gebruikt voor schadelijke algenbloei. Echter niet alle *Phaeocystis* is schadelijk. De groenalg *Phaeocystis* vormt van nature een belangrijk onderdeel van de fytoplanktonpopulatie. Wanneer deze soort niet overmatig tot bloei komt, zullen geen grote kolonies (> 400 µm) gevormd worden en wordt deze soort eveneens begraasd door het zoöplankton, waardoor het een gewenste soort is in het fytoplankton. Ze draagt immers bij tot de voedselketen. Grote kolonies kunnen daarentegen niet meer begraasd worden en veroorzaken de eerder vermelde problemen. De trofische efficiëntie van het ecosysteem komt in het gedrang.

In de KRW wordt *Phaeocystis* als een ongewenste soort omschreven; 10^6 cellen per liter wordt als maximum aanbevolen voor een goede waterkwaliteit. Deze aanbeveling maakt echter geen onderscheid tussen de schadelijke grote kolonies van *Phaeocystis* en de veel kleinere, gewenste kolonies. Lancelot et al. (2009) bepaalden een grens van 4 x 10^6 cellen per liter vanaf wanneer grote, onbegraasbare kolonies de bovenhand krijgen. Dit getal komt ook overeen met de maximale *Phaeocystis*-dichtheden die in pristiene situatie voorkwamen, volgens hun modelberekeningen. Vervolgens konden zij bepalen welke de maximale nutriëntvracht naar de Noordzee mag zijn om deze grenswaarde voor *Phaeocystis*-bloei niet te overschrijden: de totale TDIN flux die de Noordzee bereikt mag maximaal 60 kT per jaar bedragen. Modellen wezen uit dat die flux bij het begin van dit millennium nog zowat 80 kton/jaar bedroeg, wat betekent dat de flux ca. 25% dient te dalen. De Schelde levert hieraan een belangrijke bijdrage. Zowel de berekeningen met Riverstrahler (Billen, 2005; Lancelot, 2009) als de berekeningen van Soetaert (Hofman et al., 2008) als de berekeningen van Cox (mondelinge mededeling) in het kader van deze evaluatiemethodiek geven aan dat die flux vanuit de Zeeschelde in het begin van dit decennium tot meer dan 30 kT/jaar bedraagt (Figuur 3-1) Er valt wel een grote schommeling op in de jaarlijkse flux, die gerelateerd is aan de debieten. Bij toenemende debieten zal, door verhoogde uitspoeling van nutriënten uit het bekken, de flux naar de kustzee ook toenemen (Struyf et al., 2004).



Figuur 3-1: TDIN flux (kiloton/jaar)

Het is uiteraard moeilijk of misschien onmogelijk te bepalen wat de natuurlijke of redelijke relatieve bijdrage van de Schelde aan de totale TDIN-flux zou moeten zijn. Rekenen we met de verhoudingen van het jaar 2000, dan betekent een reductie van 25% dat de maximale flux nog 22,5 kiloton/jaar mag bedragen. Gezien de zeer slechte reputatie van de Schelde, is de kans reëel dat de Schelde anno 2000 een proportioneel te grote bijdrage leverde aan de eutrofiëring ten opzichte van Seine en Somme. Gezien ook het relatief kleine netto debiet van de Schelde (ca 5 maal kleiner dan Seine), mag de flux vanuit de Schelde beduidend lager zijn. Daarom wordt in deze evaluatiemethodiek, zolang de relatieve bijdrage van de diverse estuaria niet beter ingeschat kan worden, een maximale TDIN-flux vanuit de Schelde aan de monding voorgesteld van 15 kiloton/jaar. Voor fluxen hoger dan 15 kiloton/jaar, wordt deze indicator negatief beoordeeld.

Om de relatieve bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzee te kennen voor de verschillende delen van het estuarium, kan eventueel de jaarlijkse flux ook bepaald in elke zone op niveau 3. Zo kan men aangeven waar een probleem zich situeert of waar eventueel reductie te realiseren valt. Criteria zijn niet voorhanden voor de verschillende zones.

3.3.3 Toxiciteit

Nitriet

Voor viswater stelt men dat vanaf een concentratie aan nitrietstikstof (NO_2^--N) van 0.1 mg/l er schadelijke effecten kunnen zijn. Daarom geldt de norm van 0.1 mg/l ook hier als criterium voor een evaluatie van de toxiciteit van nitriet.

Ammoniak

Ammoniak (NH_3) heeft bij concentraties boven 0.025 mg/l NH_3-N een schadelijke invloed op diverse organismen in het aquatische ecosysteem. De evaluatie van ammoniak stelt daarom 0.025 mg/l als criterium.

Ammoniak kan rechtstreeks gemeten worden, maar dit gebeurt niet standaard binnen het MONEOS monitoringsprogramma. Metingen van NH_3 zijn niet essentieel; NH_3 kan ook berekend worden via het chemische evenwicht met ammonium (NH_4^+).

$$NH_4^+ \rightleftharpoons NH_3 + H^+$$

Via de dissociatieconstante en de pKa kan NH_3 bepaald worden uit NH_4^+ en pH:

pH – pKa = log([NH_3]/[NH_4^+])

waarbij pKa temperatuur afhankelijk is: pKa = 0.09018 + 2729.92/T, (T = Kelvin = 273 + T °C).

3.4 Samenvatting en beoordeling

De evaluatie van nutriënten kan als volgt worden samengevat:

Reken-parameter	**Beoordeling**
NOD	Stikstof-zuurstofvraag: NOD= 4.33 [NH4+-N] + 16/14 [NO2--N], te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in Zeeschelde, mag 2 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie. In de Westerschelde volstaat een evaluatie per zone (niveau 3).
BOD-C	BOD-C (BOD voor koolstofmineralisatie, na toevoeging van nitrificatieremmer) mag 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk compartiment op niveau 4 in de Zeeschelde.
TDIN	De jaargemiddelde TDIN concentratie (TDIN= NH4+-N + NO2--N + NO3--N), te bepalen in elke zone (niveau 3), mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde TDIN concentratie van de voorbije 6 jaar.
Fosfaat	De jaargemiddelde fosfaat concentratie, te bepalen in elke zone (niveau 3), mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde fosfaat concentratie van de voorbije 6 jaar.
DSi	DSi wordt negatief beoordeeld als de waarde langer dan 2 twee opeenvolgende meetcampagnes onder 0,01 mM daalt (uitgaande van twee meetcampagnes per maand in het zomerhalfjaar), te bepalen in elk compartiment op niveau 4.
ICEP-TSi	ICEP-TSi = (Nflux/(14*16) – TSiflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P < 16 ICEP-TSi = (Pflux/31 –TSiflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P > 16 ICEP-TSi dient negatief te zijn voor een positieve evaluatie, jaarlijks te bepalen aan de monding
ICEP-DSi	ICEP-DSi = (Nflux/(14*16) – TSiflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P < 16 ICEP-DSi = (Pflux/31 – TSiflux/(28*20)) * 106 * 12 wanneer N/P > 16 ICEP-DSi wordt jaarlijks bepaald in aan de monding. ICEP-DSi < 0 wordt positief geëvalueerd. ICEP-DSi > 0 wordt negatief beoordeeld als de rekenparameter DSi in de meest afwaartse zone van het estuarium negatief scoort.
TDINflux	Overschrijdt de TDIN-flux vanuit de Schelde, bepaald aan de monding, 15 kiloton/jaar wordt deze rekenparameter negatief beoordeeld. Jaarlijks te bepalen, op niveau 1 (Schelde).
Nitriet	Nitrietstikstof (NO_2^--N), maandelijks te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in Zeeschelde of elke zone (niveau 3) in Westerschelde, mag 0.1 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.
Ammoniak	Ammoniakstikstof (NH_3-N), maandelijks te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in Zeeschelde of elke zone (niveau 3) in Westerschelde, mag 0.025 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.

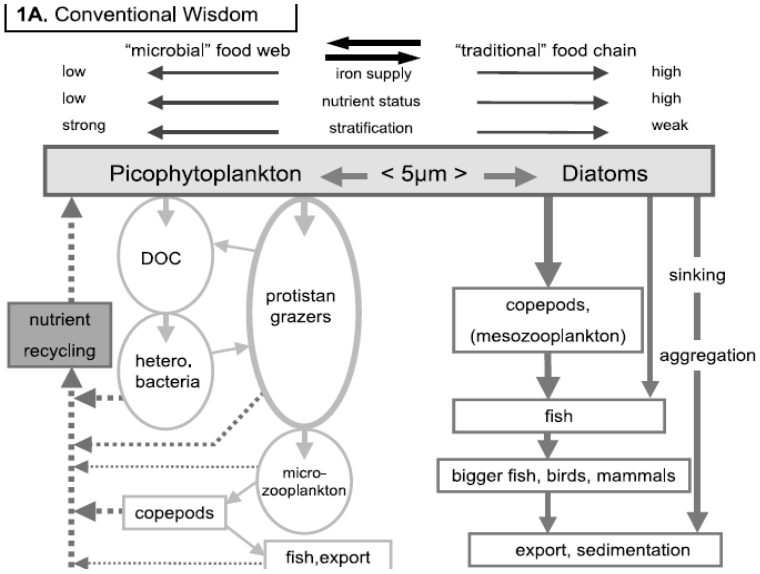
De toetsparameter Nutriënten kan pas positief geëvalueerd worden als alle rekenparameters een positieve evaluatie krijgen. De representativiteit van de maandelijkse en tweewekelijkse monitoring, vereist voor de evaluatie, wordt als voldoende beschouwd. Extra inspanningen om bandbreedtes te bepalen zijn niet vereist. Voor de rekenparameters waar fluxen worden bepaald (ICEP-DSi, ICEP-TSi en TDINflux) zal er wel een grotere onzekerheid op het analyseresultaat bestaan. Een exacte bepaling van die foutenmarge is echter geen evidentie en daarom geen vereiste. Wel dient de uitvoerder van de methodiek, op basis van zijn expertise, de nodige nuancering te vermelden bij de bespreking van deze rekenparameters.

4 Toetsparameter Algenbloei

4.1 Inleiding

Algen staan in voor de primaire productie in het estuarium (primaire productie door marcofyten kan verwaarloosd worden). De primaire productie vormt de basis van een ecosysteem omdat het zorgt voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht. Veel primaire productie kan leiden tot zowel positieve als negatieve effecten. Positief is een grotere productie van de hogere trofische niveaus, zoals een hoge biomassa aan schelpdieren en vissen (eventueel ook beschikbaar voor de visserij). Een negatief effect is de kans op zuurstoftekorten na zeer hoge primaire productie met als gevolg een eventueel massaal afsterven van hogere trofische niveaus. Een lage primaire productie kan een relatief lage productie van de hogere trofische niveaus tot gevolg hebben, wat vanuit het oogpunt van de biodiversiteit niet slecht hoeft te zijn (Meire en Maris, 2008).

Zoals weergegeven in Figuur 4-1 spelen diatomeeën (ook wel kiezelwieren genaamd) een belangrijke rol in de nutriëntopname in het pelagiale voedselweb en de fixatie van nutriënten uit de waterkolom naar het sediment. Hiermee bufferen zij in feite het systeem voor andere potentiële fytoplanktonsoorten (probleemalgen) ten gevolge van verrijking van het systeem. De competitie tussen diatomeeën en bloeialgen wordt voornamelijk bepaald door het silicium (DSi) aanbod (zie communicatie-indicator **Nutriënten**, waar **DSi** is opgenomen als toetsparameter). De potentiële probleemalgen (of plaagalgen) maken uiteraard ook deel uit van de primaire productie in de waterkolom.



Figuur 4-1: Schematisch pelagisch voedselweb met 'microbial loop' (links) en de meer klassieke voedselketen (rechts), afkomstig uit Barber en Hiscock (2006).

De soortensamenstelling en abundantie van het fytoplankton is afhankelijk van tal van factoren. Zo zijn de soorten van het fytoplankton veelal gebonden aan bepaalde saliniteitszones, waarmee de afvoer (afhankelijk van de waterretentie) er voor zorgt dat soorten op een gegeven moment in ongunstige omstandigheden terecht komen, waar dan sterfte optreedt. Bovendien wordt de algenproductie bepaald door lichtinval en temperatuur wat samenhangt met de troebelheid van het systeem (iets waar de planktonproductie en met name -sterfte ook weer invloed op heeft). Ondanks een hoge primaire productie kan het fytoplankton en het microfytobenthos in toom worden gehouden wanneer er een flinke begrazingsdruk van zoöplankton en macrozoöbenthos

aanwezig is. Die organismen zijn echter vaak weer afhankelijk van goede zuurstofcondities, die juist sterk worden beïnvloed door de sterfte van algen.

Naast pelagische algen (in de waterkolom), mag ook het belang van benthische algen (op de bodem) niet worden vergeten. Bentische microalgen of microfytobenthos (MPB) zijn belangrijke primaire producenten. De primaire productie van MPB kan 50% of meer bedragen van de totale primaire productie in een estuarium (Underwood en Kromkamp 1999). Maar MPB zijn ook belangrijke ecosysteembouwers omdat ze relatief grote hoeveelheden extracellulaire polymere substanties (EPS; voornamelijk koolhydraten) uitgescheiden met name tijdens de verticale migratie. Hiermee stabiliseren ze het sediment (Paterson, 1989; Underwood en Kromkamp, 1999; Underwood en Paterson, 2003). Behalve stabilisatie van het sediment vangt het EPS ook fijn sediment in, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbetert. Omdat het microfythobenthos niet voorkomt in de waterkolom, wordt deze groep ook niet geëvalueerd binnen de piramide **Waterkwaliteit**, maar komt dit aan bod bij de piramide **Leefomgeving**. Daar wordt wel de zelfde redenering opgebouwd bij het beoordelen van de algenbloei als binnen dit hoofdstuk. De beschikbare dataset laat echter niet toe eenzelfde uitwerking van rekenparameters aan te houden.

4.2 Effecten van Algenbloei op het ecosysteem

Het klassieke beeld is dat in voedselarme situaties (zoals de oligotrofe delen in oceanen) het pelagische voedselweb gedomineerd wordt door picofytoplankton wat onmiddellijk begraasd wordt door het microzoöplankton. Deze begrazing zorgt voor regeneratie van nutriënten die de algen dan weer in staat stelt om door te groeien. Dit systeem wordt gekenmerkt door een lage biomassa. De fractie aan primaire productie op basis van geregenereerde nutriënten is hoog. Men geeft dit ook wel aan met een lage f-ratio: de ratio die de primaire productie op basis van geïmporteerde nutriënten t.o.v. de totale primaire productie weergeeft (Dugdale en Goering 1967; Dugdale en Wilkerson 1986; Dugdale et al., 1990; Underwood en Kromkamp, 1999). In systemen gekenmerkt door upwelling, of in kustsystemen met een duidelijke seizoensdynamiek en een voorjaarsbloei, waarbij aan het eind van de winter veel nutriënten aanwezig zijn, wordt de primaire productie volgens de klassieke inzichten gedomineerd door het grotere fytoplankton en lijkt de samenstelling van het voedselweb meer op de klassieke lineaire voedselketen, leidend van fytoplankton naar vis. Nu weten we echter dat ook in relatief rijke nutriëntsituaties de microbiële lus actief is, zelfs in hogere mate dan in de oligotrofe situatie, maar vanwege de dominantie van de diatomeeën is dat niet zo goed zichtbaar. Ook de samenstelling van de fytoplanktongemeenschap kan de structuur van het voedselweb beïnvloeden. Tijdens de bloei van *Phaeocystis* is de begrazing van dit organisme gering vanwege het feit dat de kolonies nauwelijks begraasd worden. Hierdoor verschuift het voedselweb richting microbiële lus en neemt de transfer van POC/POM richting de hogere trofische niveaus af. Massaal afsterven van de bloei gevolgd door bezinking kan leiden tot lokale zuurstofloosheid aan het oppervlak van de bodem en sterfte van de daar aanwezige fauna. Groei en productiviteit van fytoplankton is rechtstreeks gekoppeld aan waterkwaliteit (o.a. temperatuur, nutriënten, lichtklimaat, toxische stoffen), hydrodynamiek (verblijftijd) die daarom als toetsparameter of verklarende parameter zijn opgenomen in deze evaluatiemethodiek.

Veranderingen in samenstelling en abundantie bij primaire producenten kunnen zich doorvertalen in verschuivingen in het gehele voedselweb. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt ingezoomd op twee facetten van algenbloei. Enerzijds is algenbloei, en meer bepaald de primaire productie, het proces dat zonne-energie vastlegt in organische verbindingen, die dan worden doorgegeven in de voedselketen. Primaire productie bepaalt in hoge mate de draagkracht van het systeem voor de hogere trofische niveaus. Zoöplankton en belangrijke delen van het macrozoöbenthos (suspensievoedende en/of filtrerende organismen) zijn volledig afhankelijk van de primaire productie, en zij vormen weer het voedsel voor de hogere trofische niveaus (o.a. hyperbenthos, vissen en vogels). Echter niet alle algensoorten worden even goed begraasd. Het zijn vooral de diatomeeën die de basis van de voedselketen vormen, bij andere groenalgen is de doorstroming van energie veel minder verzekerd en kunnen bij overmatige bloei zuurstofproblemen optreden (zie toetsparameter Nutriënten). Het doorstromen van de energie van de primaire producten naar

primaire consumenten vormt daarom het uitgangspunt bij de evaluatie van de algenbloei, en zal verder doorvertaald worden bij Ecologisch Functioneren voor de hogere niveaus.

Anderzijds bestaat ook het gevaar dat ongewenste algen tot bloei komen. Een soort die met name aan het einde van het voorjaar het mariene deel van de Westerschelde en de kustzone volledig kan domineren, is de haptofyt *Phaeocystis* (zie ook toetsparameter Nutriënten). De primaire productie van deze soort kan dan 50% van de totale primaire productie bedragen. Sommige algensoorten (zoals dinoflagellaten of cyanobacteriën) kunnen zelfs toxisch zijn voor hogere trofische niveaus. Een evaluatie van de plaagalgen is daarom ook opgenomen.

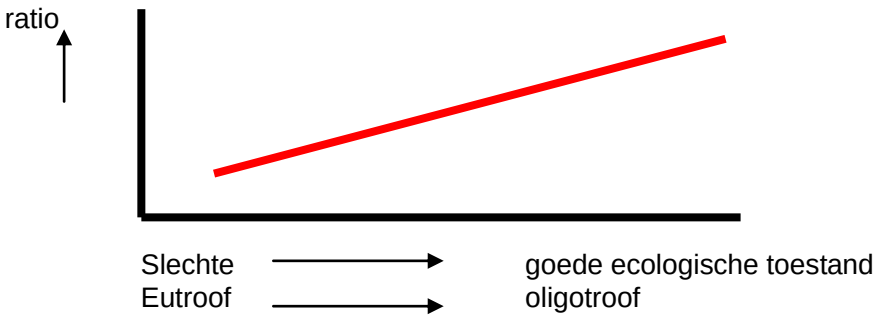
4.3 Rekenparameters voor de toetsparameter algenbloei

4.3.1 Doorstroming van energie

Ongeveer de helft van de primaire productie op Aarde wordt door het fytoplankton voor zijn rekening genomen (Field et al., 1998). Fytoplankton maakt echter ongeveer 1% van de totale biomassa aan levend koolstof uit. Een gevolg hiervan is dat de turn-over-tijd van fytoplankton heel hoog is in vergelijking met de turn-over-tijd van de terrestrische primaire producenten. Zoals ook al uit Figuur 4-1 is af te leiden, is de fytoplanktonbiomassa te beschouwen als een fluxvariabele; het resultaat van groei of primaire productie en verliesprocessen. De turn-over-tijd van het fytoplankton varieert door het seizoen en varieert tussen de 1 à 2 weken in de winter/vroege voorjaar tot 0.5 à 7 dagen in de zomer.

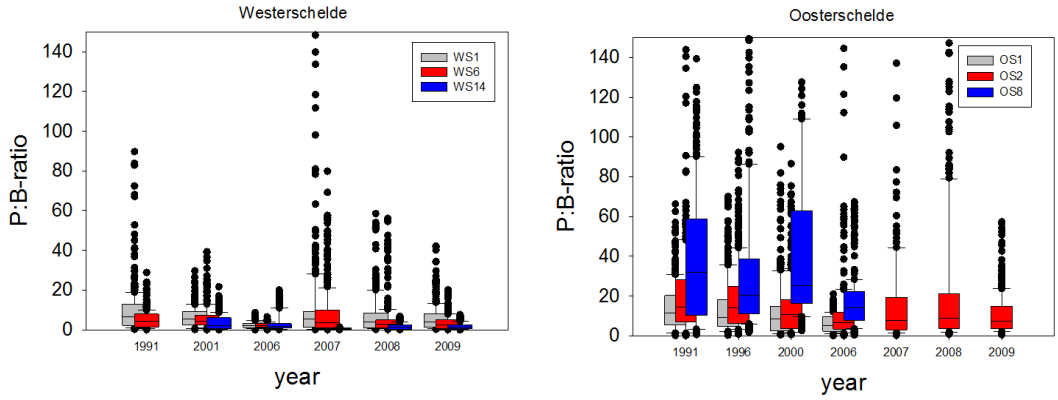
Omdat de fytoplanktonbiomassa door zowel bottom-up-factoren (nutriënt- of lichtlimitatie en temperatuur) als door top-down-factoren (begrazing, virusinfecties, lysis, etc.) wordt beïnvloed, kan de hoeveelheid primaire productie per gemeten biomassa aan fytoplankton sterk verschillen. Figuur 4-3 laat dit in een voorbeeld zien voor twee naast elkaar liggende systemen; de Oosterschelde en de Westerschelde, waarbij eerstgenoemde een veel hogere productie per eenheid biomassa (P_B) kent. De verschillen kunnen deels worden verklaard uit de hoge troebelheid van de Westerschelde waardoor de respiratoire verliezen van het fytoplankton hoger zijn dan in de Oosterschelde. Vanwege de hogere primaire productie in de Oosterschelde kan de productie van de hogere trofische niveaus dus ook groter zijn, zelfs met lagere chlorofyl a waarden. Chl a kan daarom niet gelden als een goede maat voor de hoeveel energie die kan doorstromen naar hogere niveaus. Een systeem met nauwelijks primaire productie kan toch hoge chl a waarden bereiken als begrazing ontbreekt. De ratio primaire productie/biomassa geeft wel een indicatie van de energiedoorstroming. Een aquatisch ecosysteem kan zich in 2 extremen bevinden (Figuur 4-2):

1. Een oligotroof systeem, waar de primaire productie gereguleerd wordt door de nutriënten beschikbaarheid (dus waar de primaire productie nutriënt gelimiteerd is) en waar een groot deel van de primaire productie plaats vindt op geregenereerde nutriënten. Een dergelijk systeem heeft een hoge ratio, veroorzaakt door een hoge graasactiviteit.
2. Een hypertroof systeem. Het systeem is ernstig verreikt met nutriënten, de fytoplanktonbiomassa is hoog maar de productiviteit / biomassa ratio is laag. Veelal zijn de algen ook slecht eetbaar/toxisch (denk aan hypertrofe meren gedomineerd door cyanobacteriën). Dit systeem heeft dus een lage ratio.



Figuur 4-2: De productie/biomassa ratio in functie van de trofie graad van het estuarium.

Oligotrofe situaties leiden tot een gunstige, hoge productie/biomassa ratio. Oligotrofie is in de Schelde wellicht niet meer te realiseren. Een (beperkte) verhoging van de nutriëntinput werd in deze methodiek ook niet per definitie als negatief beschouwd: verhoogde nutriëntinput kan leiden tot hogere primaire productie en dus meer draagkracht per eenheid van oppervlakte. Dit kan ten dele tegemoet komen aan de sterke inkrimping van het natuurlijke areaal van het estuarium. Voorwaarde is wel dat de energie goed kan doorstromen doorheen de voedselketen, met andere woorden dat de ratio hoog moet zijn. Als de verhoogde nutriëntinput leidt tot een verhoogde primaire productie die wordt geconsumeerd door hogere niveaus, wordt dit als positief geëvalueerd.



Figuur 4-3: Productie: biomassa ratio's voor verschillende meetstations in Westerschelde en Oosterschelde.

<u>Productie per eenheid biomassa (P_B) en de productie/biomassa ratio (P_B:B ratio)</u>

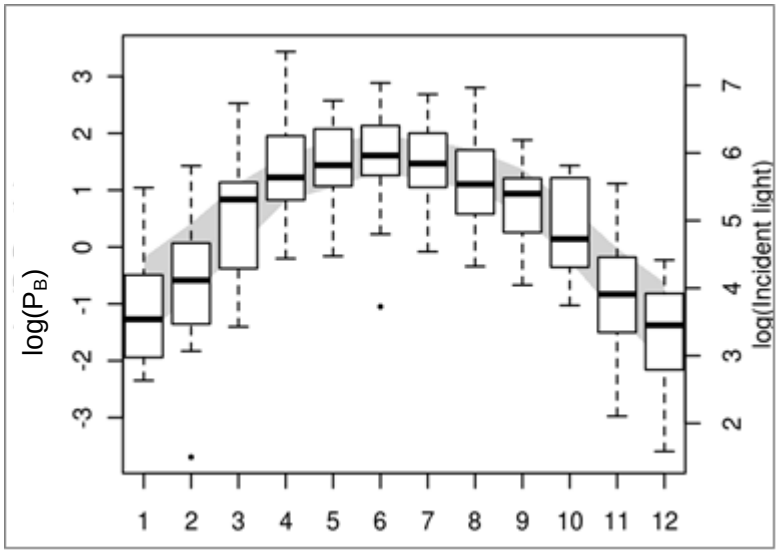
De ratio productie/biomassa wordt hier als rekenparameter voorgesteld binnen de toetsparameter Algenbloei. Aangezien het doel is een inzicht te krijgen in doorstroming naar hogere trofische niveaus, wordt voor de ratio gewerkt met de "bruto primaire productie per eenheid biomassa (P_B)" over de "biomassa (B)": de <u>P_B:B ratio</u>. De biomassa aan algen kan ingeschat worden aan de hand van het chlorofyl a gehalte. Wanneer verder bij deze rekenparameter gesproken wordt over biomassa, gaat het dus in werkelijkheid om chl a concentraties (µg/l) in de waterkolom (dus geïntegreerd over de diepte, net als de primaire productie). Een omrekening naar biomassa wordt niet gedaan. De bruto primaire productie, verder kortweg primaire productie, wordt bepaald in mmol $C.m^{-2}.d^{-1}$. Enkel maanden met potentieel sterke primaire productie worden hier beschouwd: de periode maart tot en met september.

Werken met een P_B:B ratio voor de evaluatie van de (biologische) waterkwaliteit is nieuw. Criteria waren dan ook niet voorhanden. In de T2009 evaluatie is een eerste maal gekeken naar de grenzen waarbinnen de ratio mag fluctueren in een goed functionerend systeem. Dit leverde een eerste afbakening van grenzen op, welke bij volgende evaluaties verder verfijnd kunnen worden. De P_B:B ratio heeft immers als doel de doorstroming van primaire productie (algen) naar

secundaire productie (zoöplankton) beter te belichten. Zoöplanktondata waren echter voor de periode voor 2009 slechts beperkt beschikbaar. In 2015 zal een betere dataset beschikbaar zijn.

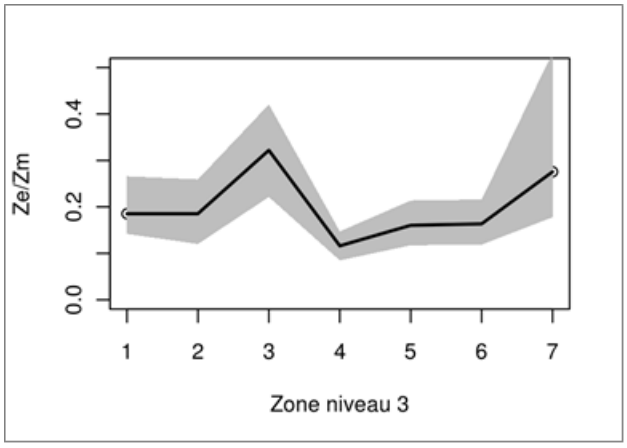
Zowel P_B als de P_B:B ratio vertoont een duidelijke seizoenale trend, aangezien lichtbeschikbaarheid de overheersende sturende factor is van de dieptegemiddelde primaire productie. Primaire productie in het Schelde-estuarium is tegenwoordig immers in het gehele estuarium voornamelijk licht gelimiteerd. Dit wordt bevestigd door het algemene verband tussen P_B en instralend licht welke beide een uitgesproken seizoenaal patroon vertonen (Figuur 4-4).

Wanneer we P_B willen gebruiken om iets te zeggen over iets anders dan lichtbeschikbaarheid, moeten we erover waken dat we situaties vergelijken met gelijkaardige lichtbeschikbaarheid. Uit het globale verband in Figuur 4-4 kunnen we niet besluiten dat nutriënt-limitatie niet voorkomt in specifieke zones en in specifieke maanden of jaren. Nutriënt-limitatie in specifieke zones of periodes zal resulteren in een P_B die lager is dan verwacht op basis van de lichtbeschikbaarheid.



Figuur 4-4: Gemiddelde seizoenaliteit van P_B en invallend licht. Voor de P_B werden alle geanalyseerde data in 1991, 2006, 2009 en 2011 gebruikt. De grijze band geeft het 25% en 75% percentiel weer van het dagelijkse lichtinstralingsdata tussen 1995 en 2009. Bemerk de logaritmische schaal op de y-as.

Figuur 4-4 maskeert niet alleen het voorkomen van nutriënt-limitatie in bepaalde zones en periodes, maar ook de aanwezige longitudinale gradiënten. Ook langsheen de estuariene as worden verschillen in P_B grotendeels verklaard door het verschil in lichtbeschikbaarheid. In dit verband is de ratio Z_e/Z_m (Z_e = eufotische diepte, Z_m = mengdiepte) de belangrijkste verklarende factor (meer informatie over deze verklarende factor is te vinden bij 6.4 Lichtlimitatie). In licht gelimiteerde systemen staat deze ratio in verhouding met de potentiële primaire productie. Figuur 4-5 toont het profiel van Z_e/Z_m langsheen de estuariene as, uitgemiddeld per zone (niveau 3). De hoogste potentie voor primaire productie vinden we in de mesohaliene zone. Dit heeft te maken met de gunstige, kleine gemiddelde diepte in dat compartiment, waarin het Verdronken Land van Saeftinghe is gelegen. Ook in de zoete zone met korte verblijftijd is een hoge potentiële primaire productie. Daarna volgen de polyhaliene zones (sterk polyhalien en zwak polyhalien). De minste potentie voor primaire productie vinden we de zone met sterke saliniteitsgradiënt, de oligohaliene zone en de zoete zone met lange verblijftijd. Een P_B-profiel langsheen de estuariene as dat afwijkt van dit kwalitatieve beeld in Z_e/Z_m, is indicatief voor andere factoren dan lichtbeschikbaarheid die de primaire productie beïnvloeden. Criteria voor de evaluatie van P_B en de P_B:B ratio zullen, rekening houdend met de onder andere de verschillen in lichtklimaat, per zone worden besproken.



Figuur 4-5: Profiel langs de estuariene as van de ratio Ze/Zm. De zwarte lijn is de mediaan van alle observaties in de lente- en zomermaanden (maart-september) tussen 1996 en 2009. De grijze band geeft het 25% en 75% percentiel weer.

Sterk polyhaliene zone, Zwak polyhaliene & Mesohaliene zone
Uit onderzoek in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde weten we dat de P_B begin de jaren ’90 hoger lag dan nu. Hogere waarden duiden op een gezonder systeem. Een stijging van de P_B is dus wenselijk, minimaal terug tot de waarden die toen gemeten werden. Best zelfs hoger, want de jaren ’90 was wellicht niet de meest optimale situatie. Welke waarde de P_B idealiter bereikt in een goed functionerend systeem, zal hopelijk aan het licht komen in de komende evaluaties. In afwachting wordt elke stijging van het P_B gemiddelde van de voorbije van 6 jaar ten opzichte van de voorgaande periode, positief geëvalueerd, of dient deze P_B elk jaar minstens 10 te zijn. Bij deze berekeningen wordt enkel de periode met potentieel sterke primaire productie van maart tot en met september beschouwd.

Op basis van het Z_e/Z_m-profiel in Figuur 4-5 zouden we voor de mesohaliene zone een strenger criterium kunnen vooropstellen. We vermoeden echter dat de gradiënt in fotosynthetische parameters het effect van de gunstige Z_e/Z_m ratio ten dele opheft. Daarom houden we ook voor de mesohaliene zone hetzelfde richtgetal.

Op basis van de resultaten uit de T2009, wordt voor P_B:B 1.5 als richtgetal voorgesteld, en geldt eenzelfde evaluatie. De P_B:B ratio werd ingevoerd om de koppeling met (energie) doorstroming beter zichtbaar te maken. Deze koppeling wordt verderop toegelicht. Gezien het geringe aantal beschikbare meetpunten waarbij zowel zoöplankton als primaire productie data beschikbaar zijn, is momenteel een duidelijk verband moeilijk te trekken. De volledige toepasbaarheid van deze indicator zal wellicht pas bij een volgende evaluatie, wanneer een ruime dataset voor P_B:B en zoöplankton beschikbaar is, benut kunnen worden.

Zone met sterke saliniteitsgradiënt, oligohaliene zone & zoete zone met lange verblijftijd
Op basis van het Z_e/Z_m-profiel (zie bovenstaande redenering) is een minder streng criterium gerechtvaardigd in de zones 4, 5 en 6 (Zone met sterke saliniteitsgradiënt, Oligohaliene zone en Zoete zone met lange verblijftijd). De beschikbare gegevens die binnen het bestek van de T2009-evaluatie zijn geanalyseerd, zijn echter onvoldoende om een goed gefundeerde drempelwaarde te bepalen. Daarom hanteren we voorlopig richtgetal 5 voor P_B en 0,75 voor P_B:B in deze zones; deze drempelwaarden kunnen verfijnd worden in een volgende evaluatie.

Zoete zone met korte verblijftijd
Op basis van Z_e/Z_m ratio's verwachten we een hogere P_B in de zoete zone met korte verblijftijd dan in de mondingszone. De gradiënt in fotosynthetische parameters heft dit verschil vermoedelijk ten dele op. Daarom houden we in deze zone ook vast aan het richtgetal 10 voor de P_B en 1,5 voor P_B:B.

Verklarende factoren bij P_B:B

Zoals reeds uiteengezet, wordt P_B beïnvloed door meerdere factoren. Met al deze factoren moet rekening gehouden worden bij de interpretatie van de ratio, en dus ook bij de beoordeling van P_B:B.

Factoren die P_B beïnvloeden:

Lichtbeschikbaarheid

- Lichtinstraling (seizoenaliteit, weersomstandigheden)
- Lichtdoordringing in de waterkolom (Z_e; eufotische diepte)
- Mengdiepte en morfologie (Z_m)

Fotosynthese parameters

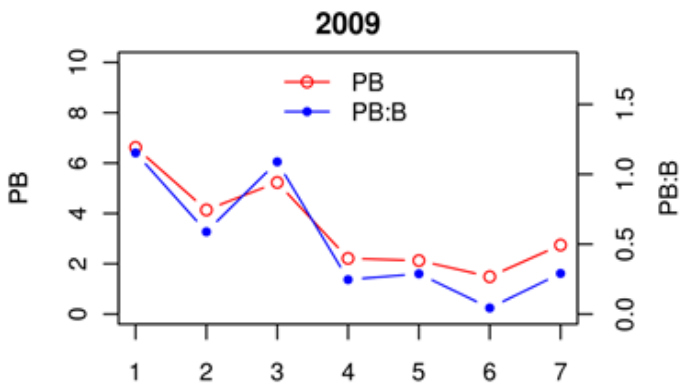
- Deze kennen een longitudinale gradiënt
- Seizoenaliteit (T, soortensamenstelling)
- Nutriëntlimitatie (in hoofdzaak DSi). Wanneer nutriëntlimitatie optreedt, kan begrazing via nutriëntcyclering ook een rol spelen.

De ratio P_B:B wordt nu niet enkel meer bepaald door bovenstaande factoren, maar ook door alle factoren die de algenbiomassa B beïnvloeden. Belangrijk hierbij is dat de biomassa B op een bepaald tijdstip het netto resultaat is van de biomassa-opbouw doorheen het jaar, terwijl de P_B grotendeels bepaald wordt door omgevingsvariabelen op het moment van de bepaling ervan. De P_B:B-ratio wordt dus beïnvloed door de historiek van de factoren die hem bepalen. Als we ervan uit gaan dat het estuarium elk voorjaar “ge-reset” wordt, is de evolutie van die factoren doorheen het jaar van belang. In het bijzonder kunnen bepaalde events een grote impact hebben op P_B:B, terwijl ze niet of weinig van belang zijn voor de P_B. Bijvoorbeeld: als er tijdens het voorjaar een debietspiek optreedt, zal een gedeelte van de aanwezige biomassa uitspoelen. Het gevolg is een verminderde potentie voor biomassa-opbouw tijdens de rest van het jaar met als resultaat een relatief lage P_B:B ratio doorheen het jaar.

Naast de (historiek van de) hierboven opgesomde factoren die P_B bepalen, wordt P_B:B verder nog beïnvloed door:

- Begrazing
- Import en export in een bepaalde zone, beïnvloed door debiet en (longitudinaal) transport
- Respiratie

Hoewel de P_B:B-ratio in principe moeilijker interpreteerbaar is dan de P_B, bleek uit de T2009 evaluatie dat op het eerste gezicht beide ratio's een gelijkaardig kwalitatief verloop kennen, zowel doorheen het jaar als langs de estuariene as. Dit blijkt ook uit de zomergemiddelde waarden voor 2009 (Figuur 4-6). Hieruit zouden we kunnen besluiten dat de spatio-temporele patronen in P_B:B grotendeels bepaald worden door de spatio-temporele patronen in P_B. Echter, in 2009 was de zoöplanktonpopulatie in de Zeeschelde nog in volle herstel na jaren van zeer slechte waterkwaliteit. Doorgedreven energie doorstroming en dus invloed op de P_B:B ratio was wellicht nog veel beperkter.



Figuur 4-6: PB en PB:B ratio in de verschillende zones in de het estuarium, voor het jaar 2009 (1: sterk polyhaliene zone; 2: Zwak polyhalien zone; 3: mesohalien; 4: gradiënt; 5: oligohalien; 6: zoet lange verblijftijd; 7: zoet korte verblijftijd.

Chl a
Een criterium voor Chlorofyl a wordt niet uitgewerkt. Hoge chl a waarden worden niet als schadelijk beschouwd, als er maar goede doorstroming is naar hogere niveaus. Extreem hoge chl a waarden kunnen wel schadelijk zijn. Problemen van nachtelijke anoxie door respiratie of bij afsterven van een overmatige algenbloei zijn reeds vermeld. Echter, extreme hoge waarden voor chl a kunnen pas bereikt worden als er onvoldoende begrazing is: normaal houdt een gezonde zoöplanktonpopulatie de algenbloei in toom. Schort er echter iets, kunnen wel zeer hoge chl a waarden bereikt worden, maar dan zal de P_B:B ratio laag zijn. Problemen met overmatige algenbloei worden dus voldoende gedetecteerd met de rekenparameter **P_B:B ratio**.

Het instellen van een minimale chl a waarde is theoretisch wel nodig. Perfecte P_B:B-ratio's kunnen immers voorkomen bij zeer lage primaire productie en dito chl a. Uiteraard is deze situatie niet wenselijk, want hierdoor ontbreekt elke draagkracht voor het ecosysteem. Op basis van de gewenste biomassa aan hogere niveaus, kan de gewenste biomassa aan primaire producenten bepaald worden. Gezien in de eutrofe Schelde het probleem van te weinig algen niet meteen aan de orde is, wordt voor het bepalen van een minimale algenbiomassa verwezen naar toekomstig onderzoek.

4.3.2 Plaagalgen

Plaagalgen zijn niet gewenst. Vanaf bepaalde concentraties kan *Phaeocystis* als een plaagsoort omschreven worden en nadelige effecten hebben op het ecosysteem. Dit komt uitvoerig aan bod bij de toetsparameter **Nutriënten**.

Een andere belangrijke groep plaagalgen vormen de cyanobacteriën. Zij kunnen toxines uitscheiden die schadelijk zijn voor het ecosysteem. Ook voor de mens kunnen deze cyanotoxines zeer schadelijk zijn. In verschillende landen zijn normen opgesteld voor deze cyanotoxines in drinkwater (voor een overzicht, zie Chorus et al., 2005). In deze evaluatiemethodiek worden geen toxines geëvalueerd. Wel wordt gekeken naar maximaal aantal cellen per liter dat mag voorkomen om problemen voor de mens (recreatie) of vee (drinkwater) te vermijden.

Uitzonderlijke groenalgen boei, met dominantie van groenalgen boven diatomeeën is evenmin wenselijk. Deze groenalgen kunnen dan als plaagalgen beschouwd worden. Toch zijn hiervoor geen afzonderlijke criteria opgesteld: bij een dominantie van groenalgen op diatomeeën zal de doorstroming van energie minder efficiënt zijn, waardoor de P_B:B ratio slecht scoort. Ook bij cyanobacteriebloei is er minder doorstroming, maar als de biomassa van cyanobacteriën klein is ten opzichte van de totale algenbiomassa, wordt dit misschien onvoldoende gedetecteerd met de P_B:B ratio.

Phaeocystis
De plaagalg *Phaeocystis* wordt bij de evaluatie van de toetsparameter **Nutriënten** reeds besproken. Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter is er sprake van problematische *Phaeocystis* bloei. *Phaeocystis* wordt maandelijks geëvalueerd in het zomerhalfjaar per Scheldezone.

Cyanobacteriën
Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2×10^7 cellen per liter is er problematische cyanobacteriebloei. Evaluatie geschiedt maandelijks per Scheldezone.

Indien in de toekomst ook andere plaagalgen de kop op steken, moeten deze, wanneer adequate monitoringsdata beschikbaar zijn, toegevoegd worden aan de evaluatie.

4.4 Samenvatting en beoordeling

De evaluatie van de toetsparameter algenbloei wordt als volgt samengevat:

Rekenparameter	**Beoordeling**
P_B en P_B:B ratio	P_B en P_B:B worden per zone (niveau 3) bepaald per maand tijdens de periode maart tot en met juni. Jaargemiddeld dienen per zone volgende minima gehaald te worden: - Een P_B – waarde van 10 en een P_B:B van 1,5 in de zones Sterk polyhalien, Zwak polyhalien, Mesohalien en de zoete zone met korte verblijftijd. - Een P_B – waarde van 5 en een P_B:B van 0,75 in de zone met sterke saliniteitsgradiënt, de oligohaliene zone en de zoete zone met lange verblijftijd. Indien per zone het zesjaarlijkse gemiddelde toeneemt ten opzichte van de voorgaande evaluatieperiode, kan deze rekenparameter ook positief geëvalueerd worden.
Phaeocystis	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4 x 10^6 cellen per liter is er sprake van problematische *Phaeocystis* bloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, op niveau 3.
Cyanobacteriën	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2 x 10^7 cellen per liter is er sprake van problematische cyanobacteriebloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, in brak en zoet, op niveau 3 Bij afwezigheid van adequate monitoringsdata, vervalt deze rekenparameter.

5 Toetsparameter Toxische stoffen

5.1 Inleiding

Binnen de communicatie-indicator **Waterkwaliteit** gaat veel aandacht naar nutriënten en organische belasting. Deze hebben immers rechtstreekse gevolgen voor het ecosysteem functioneren. Het ecosysteem zelf zal ook een invloed uitoefenen op deze stoffen: organische belasting zal bijvoorbeeld worden gemineraliseerd. Nutriënten worden opgenomen door primaire producenten, en kunnen nadien weer gerecycleerd worden. Ingrepen in het estuarium, zoals verdieping of ontpoldering, kunnen een impact hebben op verschillende estuariene processen, en bijgevolg ook op nutriëntgehaltes of ratio's en op organische belasting.

Toxische stoffen kunnen evenzeer een determinerende invloed uitoefenen op het ecosysteem. Ze kunnen interfereren met de groei of voortplanting van diverse organismen, of kunnen in bepaalde gevallen acuut toxisch zijn. De aanwezigheid van bijvoorbeeld zware metalen of organische micropolluenten kan het ecosysteemfunctioneren grondig verstoren. Daarnaast worden toxische stoffen doorgegeven in de voedselketen naar hogere niveaus waardoor accumulatie in de hogere niveaus ontstaat die toxisch kan zijn. Monitoring en evaluatie van deze stoffen is daarom essentieel. Een evaluatie vanuit het ecosysteemfunctioneren is echter geen voor de hand liggende zaak. In tegenstelling tot vervuiling door nutriënten of organische belasting zal het ecosysteem zelf weinig of geen invloed kunnen uitoefenen op deze vorm van vervuiling. Vervuiling met toxische stoffen is in hoofdzaak een probleem uit het hele bekken, waar men met het beheer van het estuarium maar weinig vat op heeft. De impact van geplande ingrepen in het estuarium op deze toxische stoffen wordt klein geacht.

Directe of indirecte lozingen op het oppervlaktewater vanuit puntbronnen (bedrijven, rioolwaterzuiveringinstallaties), maar ook vanuit diffuse bronnen (zoals uitspoeling van bestrijdingsmiddelen) beïnvloeden de belasting van het oppervlaktewater. Naast water en bodem is er ook een belasting vanuit de atmosfeer.

Onrechtstreeks kunnen er wel gevolgen zijn van ingrepen in het estuarium op het gedrag van zware metalen en organische microverontreinigingen. De historische contaminatie opgeslagen in de bodem kan eventueel vrij komen door erosie bij veranderende hydromorfologie. Ook door veranderend zuurstofgehalte of veranderende redoxpotentiaal kunnen verontreinigingen terug in oplossing komen en beschikbaar worden voor biota.

Bijkomend kunnen ook de effecten van een vervuilende stof beïnvloed worden door veranderingen in het ecosysteem. Zo kan de gevoeligheid van een organisme voor een bepaalde verontreiniging toenemen bij wijzigend zoutgehalte. Ook kunnen organismen die reeds aanzienlijke stress ondervinden ten gevolge van bijvoorbeeld zuurstoftekorten of toenemende zoutschommelingen, een grotere gevoeligheid hebben aan diverse toxische stoffen.

5.2 Rekenparameters toxische stoffen

Monitoring en evaluatie van toxische stoffen is bijgevolg een complexe materie. Helaas is meestal niet alle kennis voorhanden om de effecten van potentieel toxische stoffen correct in te schatten. Dit wordt nog bemoeilijkt doordat er frequent talrijke nieuwe stoffen opduiken die potentieel toxische gevolgen kunnen hebben op het ecosysteem. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt daarom de logica aangehouden, gebruikt in het VLIZ-IDO rapport (VLIZ, 2010) en aanvullend van de Kaderrichtlijn Water. Deze laatste werd ook aangehouden in de MONEOS-monitoring (Meire en Maris, 2008).

In het VLIZ-IDO (Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium) rapport (VLIZ, 2010) werden de volgende metingen voorgesteld voor de indicator "Belasting door milieuverontreinigende stoffen"

- Emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater in het Schelde-estuarium
- Waterbodemkwaliteit in het Schelde-estuarium
- Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium
- Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb van het Schelde-estuarium

Voor de toetsparameter toxische stoffen worden echter emissies van nutriënten niet beschouwd. Nutriënten worden in de optiek van deze evaluatiemethodiek immers niet als toxisch beschouwd en vormen het onderwerp van de toetsparameter **Nutriënten**. Andere schadelijke emissies naar het oppervlaktewater worden wel binnen de toetsparameter Toxische Stoffen behandeld. Aangezien zwemmen niet meteen aan de orde is in het estuarium, wordt het beoordelen van de zwemwaterkwaliteit als minder relevant beschouwd en daarom niet als toetsparameter gebruikt. Dit leidt tot volgende rekenparameters voor de toetsparameter Toxische Stoffen:

- Waterbodem
- Oppervlaktewater
- Voedselweb

5.2.1 Waterbodemkwaliteit

5.2.1.1 Inleiding

In het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium bestaat een waterbodemmeetnet voor het evalueren van de waterbodemkwaliteit, waarbij in het zoete gebruik gemaakt wordt van het triade-concept. Deze triade bestaat uit drie componenten: een fysico-chemische, een ecotoxicologische en een biologische component die samen voldoende informatie geven voor een integrale beoordeling van de waterbodemkwaliteit. De fysico-chemische beoordeling bestaat uit het toetsen van een aantal microverontreinigingen (bv. cadmium, nikkel, PCB's) t.o.v. de referenties. In de ecotoxicologische beoordeling worden in het laboratorium gekweekte organismen voor een bepaalde tijdspanne blootgesteld aan poriënwater of waterbodem en wordt na die bepaalde tijd gekeken naar het percentage van de organismen dat een effect vertoont of sterft. Voor de biologische beoordeling ten slotte wordt de aanwezigheid van bodemdieren en kaakafwijkingen bij muggenlarven onderzocht. Op basis van de signalen van de drie afzonderlijke beoordelingen, wordt een totale kwaliteitsbeoordeling van de waterbodem bepaald.

5.2.1.2 Rekenparameter waterbodemkwaliteit

Binnen deze Evaluatiemethodiek is voor de ecotoxicologische beoordeling van waterbodems het gebruik van de Vlaamse Triade methodologie aangewezen, aangezien hierbij een finale beoordelingsscore van de waterbodem wordt verkregen op basis van drie afzonderlijke beoordelingen (fysisch-chemische, biologische en ecotoxicologische). De Triade methodologie echter is momenteel enkel bruikbaar voor zoete waterbodems (saliniteit < 0.5 ppt) maar wordt weldra aangepast (tegen eind 2015) voor de beoordeling van brakke (0.5-35 ppt) en zoute (> 35 ppt) waterbodems (Consortium UA-Deltares-INBO in opdracht van VMM). Hierdoor wordt een beoordeling van waterbodems in het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium mogelijk per saliniteitszone, met de methode voor zoet in de Scheldezones "Zoete zone met korte verblijftijd", "Zoete zone met lange verblijftijd" en de methode voor brak in de "oligohaliene zone" en de "zone met sterke saliniteitsgradiënt".

Ook voor het Nederlandse deel van het estuarium (mesohaliene zone, zwak polyhalien en sterk polyhalien) zal de Triade methodiek in 2015 beschikbaar zijn, maar kan geen volledige Triadebeoordeling plaatsvinden omdat enkel fysico-chemische metingen van waterbodem voorhanden zijn. Deze gegevens kunnen omgevormd worden naar een Triade klassenbeoordeling, analoog aan de Vlaamse beoordeling maar nu enkel op basis van een chemische beoordeling, door normalisatie van de gemeten concentraties door een referentiewaarde (voor een gedetailleerde beschrijving van de methodologie zie verder). Als referentiewaarde kan hiervoor de Vlaamse milieukwaliteitsnorm voor waterbodem worden

gehanteerd (Vlaamse Regering, 2012). Uiteindelijk wordt dan één globale score voor de chemische waterbodemkwaliteit verkregen, gebaseerd op de concentraties van alle gemeten polluenten. Deze methodologie laat toe om waterbodems uit zowel het Vlaamse als het Nederlandse deel van de Schelde met elkaar te vergelijken op basis van uitgevoerde chemische analyses. Indien in de toekomst ook ecotoxicologische en biologische gegevens beschikbaar worden voor de Westerschelde, kan de Triademethodologie in zijn geheel worden aangewend om waterbodems uit beide delen van het estuarium te vergelijken.

De waterbodems worden beoordeeld per Scheldezone (niveau 3), over de periode van 6 jaar. De fysisch-chemische, biologische en ecotoxicologische componenten worden afzonderlijk bepaald en beoordeeld. De biologische en ecotoxicologische componenten worden voorlopig enkel in de Zeeschelde beoordeeld, evenals de samenvattende Triadebeoordeling.

5.2.1.3 Methodologie

De voorgestelde methodologie voor de chemische beoordeling van waterbodems uit de Schelde is gebaseerd op de methodologie die wordt voorgesteld voor de chemische kwaliteitsbeoordeling van zoete waterbodems in de huidige Vlaamse TRIADE methodiek (De Deckere et al., 2000), met enkele modificaties.

De gemeten concentraties in de waterbodems uit het onderzochte gebied worden eerst omgerekend naar standaardcondities voor waterbodems (5% organische stof en 11% klei).
Voor (zware) metalen geldt:

$$N(11,5)=N(x,y) * (A+B.x+C.y)/(A+B.11+C.5)$$

Waarbij:
N: de concentratie in de waterbodem bij een kleigehalte van x% of 11% en een organische stof van y% of 5%
A, B, C: constanten afhankelijk van het metaal (zie Tabel 5.1)
x: het kleigehalte in het staal (%)
y: het gehalte organische stof in het staal (%)

Tabel 5.1: De constanten voor de omrekening van zware metalen naar concentraties voor een standaard waterbodem.

Element	A	B	C
Arseen (As)	10.81	0.10	0.09
Cadmium (Cd)	0.74	0.00	0.005
Chroom (Cr)	24.32	0.72	0.04
Koper (Cu)	27.23	0.22	0.31
Kwik (Hg)	0.20	0.002	0.002
Lood (Pb)	34.72	0.26	0.26
Nikkel (Ni)	14.63	0.28	0.12
Zink (Zn)	196.00	0.50	1.79

De omrekening gebeurt binnen de grenzen van 1% en 50% klei en van 1% en 20% organische stof. Buiten deze grenzen worden de concentraties omgerekend met de grensgehalten.
Voor organische verbindingen geldt:

$$N(5) = 5.N(y) / y$$

Waarbij:
N: de concentratie in het staal bij een organische stofgehalte van 5% of y%
y: het procent organische stof in het staal (%)
De omrekening gebeurt binnen de grenzen van 1% en 20% organische stof. Buiten deze grenzen worden de concentraties omgerekend met de grensgehalten.
Als referentiewaarde kan beroep worden gedaan op de milieukwaliteitsnorm (MKN) voor waterbodem uit de VLAREM wetgeving (Vlaamse Regering, 2012). Tabel 5.2 geeft een overzicht van de bestaande MKN voor micropolluenten in waterbodem.

Tabel 5.2: Milieukwaliteitsnormen voor micropolluenten in zoete waterbodems (Vlaamse Regering, 2012).

parameter	**eenheid**	**milieukwaliteitsnorm**
organische stoffen		
o,p'-DDD	mg/kg DS	0,10
o,p'-DDE	mg/kg DS	0,10
o,p'-DDT	mg/kg DS	0,10
p,p'-DDD	mg/kg DS	0,30
p,p'-DDE	mg/kg DS	0,50
p,p'-DDT	mg/kg DS	0,10
acenafteen	mg/kg DS	0,20
acenaftyleen	mg/kg DS	0,20
α-endosulfan	µg/kg DS	0,10
α-hexachloorcyclohexaan (α-HCH)	µg/kg DS	0,10
aldrin	µg/kg DS	0,10
anthraceen	mg/kg DS	0,10
benzo(a)anthraceen	mg/kg DS	0,15
benzo(a)pyreen	mg/kg DS	0,15
benzo(b)fluoranteen	mg/kg DS	0,20
benzo(g,h,i)peryleen	mg/kg DS	0,13
benzo(k)fluoranteen (b)	mg/kg DS	0,20
benzeen	mg/kg DS	0,20
β-hexachloorcyclohexaan (β-HCH)	µg/kg DS	0,10
chryseen	mg/kg DS	0,21
dibenzo(a,h)anthraceen	mg/kg DS	0,10
dieldrin	µg/kg DS	0,10
endrin	µg/kg DS	0,10
ethylbenzeen	mg/kg DS	0,20
fenanthreen	mg/kg DS	0,21
fluoranteen	mg/kg DS	0,37
fluoreen	mg/kg DS	0,10
γ-hexachloorcyclohexaan (γ-HCH)	µg/kg DS	0,10
indeno(1,2,3-cd)pyreen	mg/kg DS	0,14
naftaleen	mg/kg DS	0,10
ortho-Xyleen	mg/kg DS	0,20
PCB 28	µg/kg DS	0,10
PCB 31	µg/kg DS	0,10
PCB 49	µg/kg DS	0,10
PCB 52	µg/kg DS	0,10
PCB 101	µg/kg DS	0,40
PCB 118	µg/kg DS	0,30
PCB 138	µg/kg DS	0,70
PCB 153	µg/kg DS	0,90
PCB 180	µg/kg DS	0,60
pyreen	mg/kg DS	0,30
styreen	mg/kg DS	0,20

parameter	eenheid	milieukwaliteitsnorm
tolueen	mg/kg DS	0,20
anorganische stoffen		
arseen, totaal	mg/kg DS	19
cadmium, totaal	mg/kg DS	1
chroom, totaal	mg/kg DS	62
koper, totaal	mg/kg DS	20
kwik, totaal	mg/kg DS	0,55
lood, totaal	mg/kg DS	40
nikkel, totaal	mg/kg DS	16
zink, totaal	mg/kg DS	147

De verhouding van de gemeten polluentconcentratie ten opzichte van zijn MKN (VTR) wordt berekend door gebruik te maken van onderstaande formule:

VTRi = Ns,i(11,5)/Nr,i(11,5)

waarbij:
Ns(11,5): de naar een standaardbodem van 11% klei en 5% organische stof omgerekende concentratie van de betreffende chemische parameter i in het staal
Nr(11,5): de naar een standaardbodem van 11% klei en 5% organische stof omgerekende concentratie van de betreffende chemische parameter i in het referentiestaal
Berekende VTR's zijn dimensieloos en de grenzen worden op 1 en 100 ingesteld. Waarden kleiner dan 1 worden aan 1 gelijkgesteld, waarden groter dan 100 worden gelijk aan 100 gesteld. Van elke VTR's per chemische variabele i worden vervolgens de logaritme genomen om een normale verdeling van de VTR's te bekomen. De grenzen worden aldus respectievelijk 0 en 2.

LogIndexi = log(VTRi)

Om het staal per chemische parameter te klasseren, wordt de volgende (arbitraire) klasseindeling gebruikt (Tabel 5.3):

Tabel 5.3: Klasseindeling voor chemische toestand van zoete waterbodems.

LogIndex	Klasse	Betekenis (afwijking t.o.v. referentie)
0 - < 0,4	1	niet afwijkend
0,4 - < 0,8	2	licht afwijkend
0,8 - < 1,2	3	Afwijkend
1,2 - < 2	4	sterk afwijkend

Op deze manier wordt per staal voor elke chemische parameter onder beschouwing een klasse bekomen. De hoogste van alle klassen van alle chemische parameters wordt de globale klasse van het staal. Evenwel kan een staal terugvallen tot een lagere klasse, wanneer de concentraties van ten hoogste twee parameters kleiner zijn dan het midden van die klasse. Om de voorgestelde methodologie te verduidelijken wordt gebruik gemaakt van een voorbeeld:

Parameter	LogIndex	Klasse
Cr	0	1
Pb	0	1
As	0,2	1
Cd	0,96	3
Cu	0,24	1
Hg	0	1
Ni	0	1
Zn	0,52	2
Totaal		2

Het globale eindoordeel is 2 omdat de LOGINDEX van Cd = 0,96 kleiner is dan het klassenmidden van klasse 3 (zijnde 1). Het staal valt terug van klasse 3 naar klasse 2. De waterbodem uit het voorbeeld wordt dus geklasseerd als licht afwijkend op basis van zijn chemische parameters.

Voor de beoordeling van de toetsparameter Waterbodemkwaliteit wordt een positieve evaluatie toegekend aan waterbodembodem die niet tot licht afwijkend zijn (klasse 1 en 2). Waterbodems die afwijkend tot sterk afwijkend zijn (klasse 3 en 4), krijgen een negatieve evaluatie.

5.2.2 Chemische waterkwaliteit

5.2.2.1 Inleiding

Voor toxische stoffen in het oppervlaktewater is als kader gekozen de KRW te volgen. Door het zeer diverse aanbod aan beschikbare gegevens voor oppervlaktewater (stoffen/stofgroepen, locaties) en de verschillende wettelijke kaders, is verfijning nodig. Vanwege de grote hoeveelheid gegevens met betrekking tot stoffen en locaties is een verdere selectie van stoffen en locaties nodig. Op basis van de beschikbare gegevens en T2009 kan er een verdere selectie plaatsvinden van stoffen en/of locaties die voor deze toetsing relevant zijn. Met name stoffen die op basis van de verschillende beoordelingen in ieder geval naar voren komen en van belang zijn om te blijven meten en beoordelen zijn PAK's (benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(g,h,i)peryleen en indeno(1,2,3-cd)pyreen), metalen (kobalt, uranium, boor, cadmium en kwik) en de stroomgebied relevante stoffen (PCB's, koper en zink). Daarnaast is de KRW bezig om de lijst van prioritaire stoffen, overige relevante stoffen en norm voor biota te herzien. Hierdoor kunnen in de nabije toekomst normen veranderen en/of normen worden toegevoegd voor stoffen. Ook kan er een slag gemaakt worden voor een meer ecologisch relevante toetsing. De KRW geeft de mogelijk om aan zowel jaargemiddelden (JG-MKN) als piekbelastingen (MAC-MKN) te toetsen. Door beide te toetsen kan er beter inzicht worden gekregen in hoeverre de ecologie wordt belast met toxische stoffen. Daarnaast zijn er een aantal van de KRW prioritaire en overige relevante stoffen slecht in water oplosbaar. Trends van deze stoffen kunnen beter worden weergegeven in zwevende stof, waterbodems en/of voedselwebs, aangezien gehalten in water vaak rond de nul uitkomen, terwijl deze in de andere compartimenten wel duidelijk aanwezig zijn.

5.2.2.2 rekenparameter chemische waterkwaliteit

Voor de rekenparameter chemische waterkwaliteit wordt gekozen om de beoordeling enkel uit te voeren aan de hand van hydrofiele stoffen, en meer bepaald de stoffen of stofklassen waarvoor men in het verleden reeds normoverschrijdingen heeft vastgesteld (bv. de metalen kobalt, uranium, boor, cadmium, kwik, zink en koper). Lipofiele stoffen, zoals PCB's en PAK's vertonen meestal lage concentraties in oppervlaktewater en kunnen daarom beter beoordeeld worden aan de hand van concentraties in de waterbodem en/of biota. Uitzonderingen hierop zijn stoffen waarvoor er toch normoverschrijdingen in oppervlaktewater van de Schelde worden vastgesteld (bv. de PAK's benzo(g,h,i)peryleen en indeno(1,2,3-cd)pyreen; TBT).

De beoordeling van deze rekenparameter is vrij eenvoudig: de bovenvermelde toxische stoffen horen niet thuis in het estuarium; voor de verschillende zones in het estuarium zijn normen voorhanden. Een overschrijding van die normen leidt tot een negatieve beoordeling voor deze rekenparameter. De tabel in bijlage 2 bundelt de normen per Scheldezone voor alle toxische stoffen die gehanteerd dienen te worden binnen deze Evaluatiemethodiek. Voor de zoete zone met korte verblijftijd en de zoete zone met lange verblijftijd worden de Vlaamse normen voor oppervlaktewateren en meren gehanteerd, voor de oligohaliene zone en de zone met sterke saliniteitsgradiënt geldt de norm voor overgangswateren (VLAREM normen; Vlaamse Regering, 2012). Voor de mesohaliene, zwak polyhaliene en sterk polyhalien zone wordt gebruik gemaakt van de Nederlandse normen voor overgangswateren. Ter illustratie bevat Tabel 5.4 de normen voor de verschillende zones voor de metalen chroom, kobalt, koper en lood. De volledige tabel is te vinden in bijlage 2 achteraan dit hoofdstuk.

De evaluatie wordt jaarlijks uitgevoerd per Scheldezone (niveau 3).

De grote hoeveelheid aan stoffen maakt een trendbepaling en vergelijking met voorgaande jaren of een vergelijking tussen zones onoverzichtelijk. Voor een snel en alomvattend beeld van het Schelde oppervlaktewater wordt daarom het gebruik van het Toxic Unit concept (Toxische eenheden of TU) voorgesteld. Hierbij worden de concentraties van de gemeten polluenten gedeeld door hun respectievelijke MKN (bijlage 2). Een globale TU per site kan worden bekomen door de afzonderlijke TU's te sommeren en te normaliseren voor het totaal aantal metingen. Hierbij wordt dus één waarde bekomen die de toxische lading in het oppervlaktewater weergeeft, onafhankelijk van het aantal metingen, en die toelaat om te vergelijken tussen meetplaatsen en in de tijd. Het TU concept wordt best toegepast per stoffengroep. In het geval voor de Schelde lijkt de toepassing op metalen het meest relevant, naast enkele andere stofgroepen waarbij normoverschrijdingen worden teruggevonden (bv. de PAK's benzo(g,h,i)peryleen en indeno(1,2,3-cd)pyreen). Deze vergelijking en trendbepaling wordt zesjaarlijks uitgevoerd per Scheldezone (niveau 3).

5.2.2.3 Methodologie TU

De berekening van de toxische eenheden (TU) gebeurt aan de hand van onderstaande formule:

$$TU = \frac{C_i}{CR_i}$$

Waarbij C_i de concentratie voorstelt van polluent i en CR_i de respectievelijke referentiewaarde van deze polluent. De ratio's van alle gemeten polluentconcentraties en referentiewaarden worden opgeteld. N staat voor het totaal aantal polluenten dat werd gemeten. Als referentiewaarde wordt de MKN (zie bijlage 2 of onderstaande Tabel 5.4 als voorbeeld) gehanteerd.

Tabel 5.4: Voorbeeldtabel Milieukwaliteitsnormen (voor de metalen chroom, kobalt, koper en lood) voor de verschillende zones in het estuarium. Voor de volledige tabel, inclusief bijschriften, wordt verwezen naar bijlage 2 achteraan dit hoofdstuk.

		Zoete zone korte verblijftijd Zoete zone lange verblijftijd		**Oligohaliene zone Zone sterke sal. gradiënt**		**Mesohalien - zwak polyhalien sterk polyhalien**		
Parameter (4)	**Eenheid**	**Milieukwal.-norm gemidd. (JG-MKN)** (1)	**Milieukwal.-norm max (MAC-MKN)** (2)	**Milieukwal.-norm gemidd. (JG-MKN)** (1)	**Milieukwal.-norm max (MAC-MKN)** (2)	**Milieukwal.-norm gemidd. (JG-MKN)** (1)	**Milieukwal.-norm max. (MAC-MKN)** (2)	**Europese Context**
gevaarlijke stoffen: metalen								
chroom	µg/l	5 (opgelost)	n.v.t.	5 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (3.4 + achtergrond) (opgelost)	n.v.t.	

kobalt	µg/l	0,5 (opgelost)	n.v.t.	0,5 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (0.089) (opgelost)	0,21 (opgelost)	
koper	µg/l	7 (opgelost)	n.v.t.	7 (opgelost)	n.v.t.	Achtergrondconcentratie (0.3) (opgelost)	n.v.t.	
lood	µg/l	7,2 (opgelost)	n.v.t.	7,2 (opgelost)	n.v.t.	7,2 (opgelost)	n.v.t.	PS

Voor een trendbepaling is het niet aangewezen om elke individuele toxische stof op te volgen. Om de totale vracht van gemeten polluenten in oppervlaktewater in te schatten en deze te vergelijken met vroegere metingen, kan een globale TU-score worden berekend (TU_t). Deze score wordt berekend als volgt:

$$TU_t = \frac{\sum TU_i}{N}$$

Hierbij is $\sum TU_i$ de som van de afzonderlijke TU's en N het aantal polluenten dat werd gemeten en waarvan de TU werd berekend. Deze uiteindelijke TU_t zal de totale vracht van polluenten in het oppervlaktewater weergeven, rekening houdend met het aantal metingen op een gegeven tijdstip. Dit laatste is een belangrijke factor aangezien het aantal gemeten stoffen in oppervlaktewater soms sterk kan verschillen per meetcampagne, dit in tegenstelling tot metingen in de waterbodem waar de gemeten polluenten meestal minder variëren. Het TU_t concept kan best worden toegepast per stoffengroep (vb. metalen, PAK's, hydrofiele pesticiden, ...). Op die manier wordt dus een TU verkregen per stoffengroep (vb. TU_{metaal}, TU_{PAK}, $TU_{pesticiden}$, ...).
Een voorbeeld voor de berekening voor TU_{metaal} wordt hieronder weergegeven:

Jaar	Polluent	Concentratie (µg L^{-1})	MKN (µg L^{-1})	TU
200X	Cr	20	5	4
	Ni	30	20	1.5
	Cd	0.2	0.25*	0.8
200X+1	Cr	18	5	3.6
	Ni	33	20	1.7
	Cd	0.12	0.25*	0.5
	Zn	50	20	2.5

**: De weergegeven MKN voor Cd is gebaseerd op een waterhardheid ≥ 200 mg $CaCO_3$ L^{-1}.*

Op basis van de metingen van drie metalen Cr, Ni en Cd wordt in het jaar 200X een TU_{metaal} verkregen van 2.1. Op basis van de metingen van het volgende jaar (200X+1), waarbij ook Zn wordt meegenomen in de analyse en de concentraties van de andere metalen weinig veranderen, blijft de TU_{metaal} 2.1.

Door te delen door het aantal gemeten polluenten N, kunnen jaren met verschillend aantal gemeten stoffen met elkaar vergeleken worden. Nadeel is wel dat hierdoor een uitmiddeling wordt gemaakt. Wanneer zones of perioden worden vergelijken waarbij hetzelfde aantal stoffen werd bepaald, is deze deling door N niet vereist, en kunnen totale toxische ladingen met elkaar worden vergeleken.

5.2.3 Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb

5.2.3.1 Inleiding

Veel milieubelastende stoffen kunnen in hoge concentraties opstapelen in organismen of het voedselweb en zo negatieve effecten teweegbrengen. Het gaat onder andere om zware metalen,

PCB's en pesticiden (bijvoorbeeld DDT's). Een meting die de hoeveelheden van deze stoffen in organismen weergeeft, vormt een goede aanvulling op de KRW-monitoring en kan in relatie tot de bestaande milieu- en voedselnormen/referentiekaders zicht geven op het wel of niet optreden van effecten op aquatische organismen en menselijke gezondheid.

5.2.3.2 Toetsparameter Voedselwebs

Geschikte monitoringsprogramma's zijn een eerste voorwaarde voor een goede evaluatie. Voor de Westerschelde zijn gegevens beschikbaar voor mosselen en bot. De Vlaamse Milieumaatschappij is recentelijk gestart met een Vlaams meetnet biotamonitoring waarbij paling en baars worden gebruikt (De Jonge et al., 2014). Hierbij werd ook de Zeeschelde ter hoogte van Hoboken als meetpunt opgenomen. Gemeten polluenten in visweefsel zijn voornamelijk lipofiele polluenten zoals Hg, HCB, HCBd, PBDE, HCBDD, dicofol, heptachloor en heptachloorepoxide. De PAKs fluorantheen en benzo(a)pyreen werden in gekooide driehoeksmosselen bepaald, omdat deze worden afgebroken in visweefsel. Wellicht wordt dit meetnet de komende jaren verder uitgebouwd met meer meetpunten en een frequentie van 3-6 jaar, afhankelijk van het meetpunt. De bekomen resultaten kunnen gebruikt worden om zowel de huidige toestand van de Schelde in te schatten, alsook om trends te bepalen aan de hand van de historische data van het ondertussen afgesloten INBO palingpolluentenmeetnet.

Voor de vergelijking met het Nederlandse deel kan beroep worden gedaan op de gegevens met betrekking tot bot en mosselen. Hierbij moet men er zich wel van bewust zijn dat polluentaccumulatie tussen verschillende soorten sterk kan verschillen.

De toetsing van de gemeten concentraties kan gebeuren aan de hand van de recentelijk opgestelde biota-MKN van de EU voor onder meer Hg, HCB, HCBd, PBDE, HCBDD, dicofol, heptachloor en heptachloorepoxide en de PAKs fluorantheen en benzo(a)pyreen (EC, 2013). Ook voor andere stoffen zoals Cd, Pb en DDT kan er op basis van het EU guidance document een Biota-MKN worden afgeleid (EC, 2011; De Jonge et al., 2012).

Evaluatie wordt uitgevoerd op niveau van Westerschelde en Zeeschelde (niveau 2).

5.2.3.3 Methodologie

Tabel 5.5 geeft de biota-MKN weer die recentelijk werden opgesteld door de Europese Commissie en de respectievelijke EU-richtlijnen waarin deze MKN staan vermeld. Deze biota-MKN kunnen worden gebruikt voor de normalisatie van gemeten polluentconcentraties in biota (paling voor het Vlaamse deel, bot voor het Nederlandse deel), volgens eenzelfde methodologie die ook voor waterbodem en oppervlaktewater werd gebruikt.

Tabel 5.5: Biota-MKN opgesteld door de Europese Commissie voor de bescherming van toppredatoren tegen secundaire vergiftiging.

Polluent	MKN (µg kg^{-1} ww)	EU richtlijn
HCBz	10	2008/105/EU
HCBd	55	
Hg	20	
HBCDD	167	2013/39/EU
∑ PBDE #28-154	0.0085	
PFOS	9.1	
Dicofol	33	
Heptachloor	0.0067	
Heptachloorepoxide	0.0067	
Dioxinen	0.0065 TEQ	
Fluorantheen*	30	
Benzo(a)pyreen*	5	

**: De opgestelde biota-MKN dienen te worden getoetst a.d.h.v metingen in visweefsel (soort mag vrij worden bepaald), echter de PAK's fluorantheen en benzo(a)pyreen dienen te worden gemeten in crustacea of bivalven (EC, 2013).*

Een TUbiota wordt dan berekend als volgt:
TUbiota = Ci / MKNbiota
waarbij Ci de gemeten concentratie voorstelt van een bepaalde polluent in het weefsel van paling en/of bot en MKNbiota de respectievelijke biotanorm (zie Tabel 5.5). Net zoals bij oppervlaktewater, kunnen hier globale TU's bepaald worden. Aangezien de gevoeligheid aan polluenten verschillend is voor verschillende weefsels, worden deze TU's best bepaald per weefseltype (of orgaan).

De grenzen van de berekende TU's worden op 1 en 100 ingesteld. Waarden kleiner dan 1 worden aan 1 gelijkgesteld, waarden groter dan 100 worden gelijk gesteld aan 100.

Van elke TU per chemische variabele i wordt vervolgens de logaritme genomen om een normale verdeling van de TU's te bekomen. De grenzen worden aldus respectievelijk 0 en 2. De afwijking van een gemeten polluent ten opzichte van zijn referentietoestand (=MKN) wordt op dezelfde manier weergeven als voor de waterbodems en oppervlaktewater (Tabel 5.6).

Tabel 5.6: Klasseindeling voor geaccumuleerde polluentconcentraties in biota

LogIndex	Klasse	Betekenis (afwijking t.o.v. referentie)
0 - < 0,4	1	niet afwijkend
0,4 - < 0,8	2	licht afwijkend
0,8 - < 1,2	3	Afwijkend
1,2 - < 2	4	sterk afwijkend

Op deze manier wordt per staal voor elke chemische parameter onder beschouwing een klasse bekomen. De hoogste van alle klassen van alle chemische parameters wordt de globale klasse van het staal. Evenwel kan een staal terugvallen tot een lagere klasse, wanneer de concentraties van ten hoogste twee parameters kleiner zijn dan het midden van die klasse. Voor een positieve

evaluatie mag er niet tot licht afgeweken worden. Een afwijkend tot sterk afwijkend staal leidt tot een negatieve evaluatie voor de Westerschelde of Zeeschelde.

6 Verklarende parameters

6.1 Inleiding

Zoals uit Figuur 1-1 blijkt, wordt het pelagiale ecosysteem beïnvloed door tal van factoren. Met de 4 toetsparameters (zuurstof, nutriënten, algenbloei en toxische stoffen) wordt de toestand van het pelagiale ecosysteem beoordeeld. Een positieve score voor de 4 toetsparameters wijst uit dat het goed gaat met de pelagiale kwaliteit. Bij problemen zullen echter de 4 toetsparameters alleen niet de onderliggende oorzaken kunnen aanwijzen. Bijkomende verklarende parameters zijn hiervoor vereist. Deze verklarende parameters moeten trends in de toetsparameters helpen achterhalen. Voor de verklarende parameters zelf worden hier meestal geen criteria opgesteld, maar wordt gekeken hoe trends in deze verklarende parameters in verband kunnen staan met trends in de toetsparameters.

Volgende verklarende parameters worden bij de communicatie-indicator **Waterkwaliteit** opgelijst:

- Boundaries
- Zout
- Lichtlimitatie
- Temperatuur
- Zoöplankton
- Chlorofyl a
- Verblijftijd
- pH
- totaal fosfor

Deze verklarende parameters kunnen in verschillende piramides een rol spelen. De uitwerking van deze verklarende parameters wordt enkel in dit hoofdstuk opgenomen.

6.2 Boundaries

Het spreekt voor zich dat de waterkwaliteit in het estuarium zeer sterk beïnvloed wordt door wat er toekomt in het ecosysteem vanuit de zijrivieren en kanalen. Daarom vormen de boundaries een eerste belangrijke verklarende parameter. Alle rekenparameters voor Waterkwaliteit met een ruimtelijke resolutie op niveau 3 (zones) of 4 (compartimenten), dienen daarom ook voor de boundaries bepaald te worden (voor zover data beschikbaar).

6.3 Zout

6.3.1 Achtergrond

Een van de belangrijkste kenmerken van estuaria is de saliniteitsgradiënt. Deze start opwaarts waar zoetwater het estuarium binnenkomt vanuit de zijrivieren. In afwaartse richting neemt de saliniteit toe, naarmate er meer en meer zeewater wordt vermengd onder het zoete rivierwater. Deze gradiënt is bepalend voor het voorkomen van diverse soorten. Saliniteit is een van de belangrijkste factoren die de diversiteit beïnvloedt en bepaalt structurele en functionele kenmerken van aquatische biota in estuaria.

Organismen die aangepast zijn aan een verhoogde saliniteit worden halofyten genoemd. Daarnaast zijn er de euryhaliene organismen die een brede saliniteitsrange tolereren. Deze soorten hebben vaak wel een geleidelijke overgang van zoet naar zout nodig. Het tegenovergestelde van euryhaliene soorten zijn stenohaliene soorten.

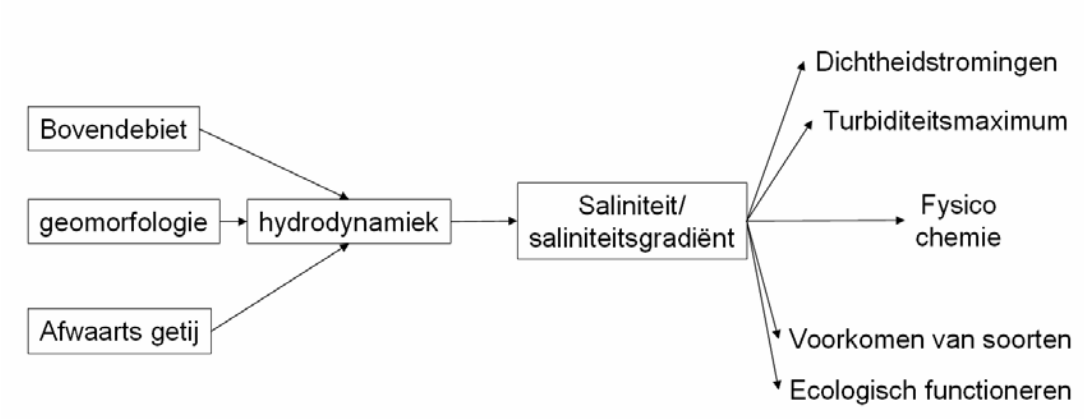
In estuaria is de saliniteit(sgradiënt) een van dé hoofdfactoren die het soortenpalet van het macrobenthos zullen bepalen (zie bijvoorbeeld Wolff, 1973).

Tussen een saliniteit van 0,5 en 10 PSU worden de meeste zoetwater fytoplanktonsoorten vervangen door mariene soorten (Lionard et al, 2005). In de Schelde wordt een successie waargenomen van typische zoetwaterdiatomeeën zoals *Cyclotella* en *Stephanodiscus* bij 0,5 PSU naar mariene diatomeeën zoals *Thalassiosira* soorten, *Skeletonema costatum* en *Ditylum brightwellii* boven 10 PSU (Lionard et al., 2005) wat onder andere toe te schrijven is aan de saliniteit. Meeste fytoplanktonsoorten zijn stenohalien en zijn onderhevig aan osmotische stress bij een blootstelling aan saliniteitsveranderingen. In het brakke gedeelte van de Schelde kunnen verschillende saliniteitszones met specifieke fytoplankton gemeenschappen onderscheiden worden (Lionard et al., 2005) wat erop wijst dat verschillende brakwater fytoplanktonsoorten verschillende saliniteitstoleranties hebben.

De zone tussen 5 en 8 PSU wordt aangeduid als kritische saliniteitszone welke een barrière vormt waardoor de belangrijkste fauna en ecologische groepen van aquatische organismen worden gescheiden. Brakke wateren worden gekenmerkt door een lage soortenrijkdom met zouttolerante soorten. Alkaliniteit en hoeveelheid opgeloste anorganische koolstof nemen af naarmate saliniteit toeneemt. Toxiciteit van verschillende metalen neemt doorgaans af wanneer de saliniteit toeneemt.

De saliniteit van water is afhankelijk van neerslag, verdamping, water aan- en afvoer naar zijkanalen en import vanuit zee via het getij. Tijdens een warme zomer zal de gradiënt stroomopwaarts schuiven door verminderde afvoerdebieten aan zoetwater om de zoutintrusie via het getij weg te spoelen. Meer verdamping in de zomer zorgt ook voor stijgende zoutgehaltes, wat zich vooral kan uiten in de intergetijdengebieden. Saliniteit varieert dus in ruimte en tijd.

Saliniteit is een fysische indicator die op zichzelf invloed heeft op de fysico-chemie van het systeem (zie Figuur 6-1). Saliniteit bepaalt bijvoorbeeld de hoeveelheid opgeloste zuurstof: deze neemt af naarmate de saliniteit toeneemt. Daar waar zoet met zout water mixt, ontstaat een turbiditeitsmaximum wat belangrijk is voor sedimentatieprocessen. Daarnaast beïnvloedt saliniteit de biobeschikbaarheid en toxiciteit van zware metalen.



Figuur 6-1: Impact van saliniteit op het estuarium (Uit Meire en Maris, 2008).

De Schelde kan opgedeeld worden in verschillende saliniteitszones op basis van zoutgehalte. Deze indeling vormt de basis voor de zonering binnen de Evaluatiemethodiek (zie hiervoor het hoofdstuk Inleiding).

Tabel 6.1: indeling van het estuarium volgens chloride gehalte (Venice system)

Chloridegehalte	Locatie
limnetisch of zoet: < 0,3g Cl-/l	Compartiment 15 tot 19 + zijrivieren Durme, Dijle, Zenne, Grote Nete, Kleine Nete
oligohalien of zwak brak: 0,3g Cl-/l tot 3g Cl-/l	Compartimenten 13 en 14 + Rupel
mesohalien of brak: 3g Cl-/l tot 10g Cl-/l • A-mesohalien: 3 - 5,5 • B-mesohalien: 5,5 - 10	Sterk variabel, in compartimenten 7, 9 en 10 en bij lage debieten tot 11 en 12 Compartiment 6 en 7, variabel in compartimenten 4, 5, 9 en 10
polyhalien: 10g Cl-/l tot 18g Cl-/l	Compartiment 1 tot 4
euhalien of zout: >18g Cl-/l	Sporadisch in compartiment 1

Voor saliniteit in getijdenrivieren zijn binnen wettelijke kaders voor fysico-chemie van oppervlaktewater geen normen of criteria geformuleerd, wegens niet relevant (Evers, 2006). Zout en zoutschommelingen zijn nu eenmaal inherent aan estuaria. Toch is het meer dan duidelijk dat menselijk ingrijpen een invloed heeft op het zoutgehalte in het estuarium, en dat fluctuaties in dit zoutgehalte, al dan niet veroorzaakt door menselijk ingrijpen, een belangrijke verklarende factor kunnen vormen voor tal van processen.

Factoren die getijvoortplanting en zoutintrusie bepalen komen aan bod in de communicatie-indicatoren **Dynamiek Waterbeweging** en **Bevaarbaarheid**. Een verdieping kan ervoor zorgen dat het getij verder doordringt. Naast ingrepen in de morfologie, is door menselijk ingrijpen ook de zoetwatertoevoer naar het estuarium ingrijpend gemanipuleerd. Grote debieten zoetwater worden van het estuarium weggeleid, in hoofdzaak om kanalen te voorzien van een voldoende grote toevoer aan zoetwater. Het debiet van de Bovenschelde wordt ’s zomers vaak voor meer dan de helft omgeleid naar kanalen, en komt niet meer terecht in de meest stroomopwaartse zone van het estuarium. Bij langdurige droogte zijn er zelfs dagen dat helemaal geen bovendebiet vanuit de Schelderivier in het estuarium komt. Dit heeft uiteraard gevolgen voor het functioneren van het ecosysteem. De verblijftijden nemen sterk toe, wat de eutrofiëringsproblematiek extra in de verf zet. De invloed op het zoutgehalte is ook evident: de zoutgrens schuift op in het estuarium.

6.3.2 Effecten van veranderingen in zoutgehalte

We beschouwen binnen deze evaluatiemethodiek 4 aspecten die als verklarende factor aangewend kunnen worden.

<u>Verschuiving (lange termijn)</u>
Verschuivingen op lange termijn (enkele jaren tot decennia) in het zoutgehalte kunnen leiden tot verschuivingen in de soortendiversiteit en verschuivingen in het ecosysteemfunctioneren. De huidige volledige gradiënt van een zout over een brak naar een zoet estuarien ecosysteem is zeer waardevol en vrij zeldzaam geworden in Europa. In de lange termijnvisie wordt duidelijk naar voren geschoven deze karakteristieke gradiënt te beschermen. Het onderzoeken van trends in saliniteit is dus zeker aan de orde.

Schommeling (middellange termijn)
Langzame toename van de saliniteit leidt tot verschuivingen in de soortendiversiteit. Schommelingen op kortere termijn (seizoenen) kan leiden tot toenemende zoutstress, en kan grote gevolgen hebben voor het ecosysteem. Na een paar maanden met lage debieten, kan het zoutgehalte langzaam toenemen, om na een periode van hevige regenval plots weer sterk te dalen. Zo kunnen organismen binnen een periode van enkele maanden blootgesteld worden aan een brede zoutrange.

Zoutstress (schommelingen binnen 1 tijbeweging)
Omdat er een zoutgradiënt bestaat langsheen de lengteas van het estuarium, zal door de beweging van het getij het zouthalte op elke plaats in het estuarium op en neer gaan met die tijbeweging. Hoe sterker de zoutgradiënt en hoe groter de tijexcursie, hoe groter ook de zoutschommelingen binnen 1 tijbeweging. Dit kan een belangrijke stressfactor zijn voor benthische organismen: binnen 1 tijbeweging moeten zij een grote range in zoutgehalte kunnen trotseren. Pelagiale organismen daarentegen kunnen mee bewegen met het getij en kunnen zo min of meer binnen de zelfde saliniteitsklasse blijven.

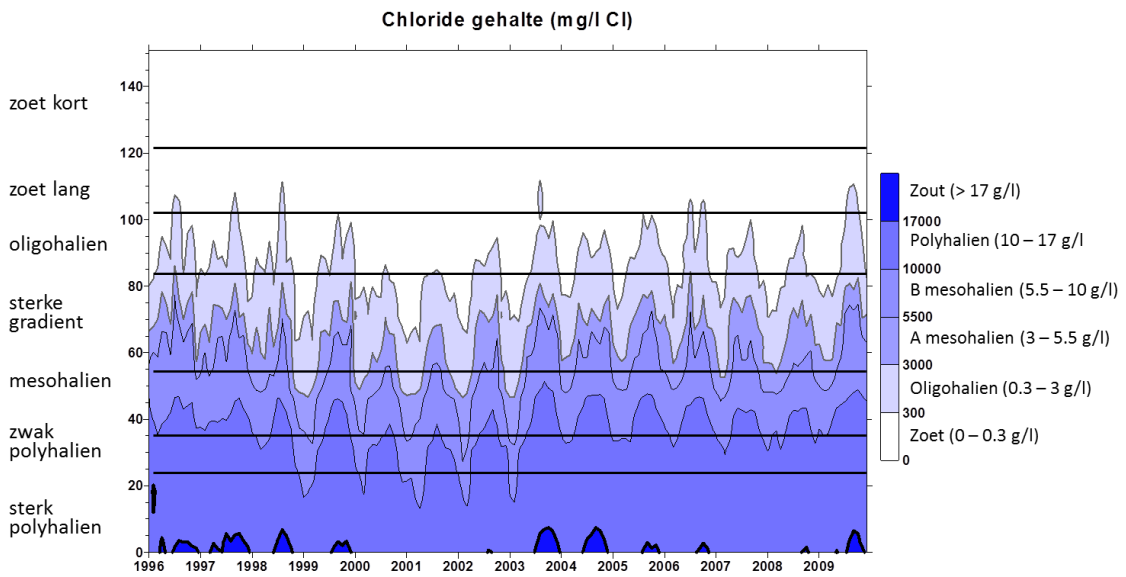
Stratificatie
Saliniteit kan toenemen met de waterdiepte als het systeem niet goed gemengd is. Er kan een zoutwig ontstaan die onder een zoetwatermassa door migreert. Er ontstaat dan stratificatie, welke grote gevolgen kan hebben voor het ecosysteemfunctioneren, met onder andere ingrijpende gevolgen voor de indicator zuurstof of nutriënten en organische belasting. De Schelde wordt echter verondersteld een voldoende goed gemengd systeem te zijn, waardoor men aanneemt dat er geen stratificatie optreedt. Enkel rond kentering kan momenteel een zwakke stratificatie optreden, die beperkt is in de tijd en bijgevolg geen grote ecologische gevolgen kent.

6.3.3 Te bepalen parameters

Saliniteit is een maat voor de hoeveelheid opgeloste zouten, in hoofdzaak natriumchloride, maar ook magnesium, calciumsulfaten, bicarbonaten in het water. Saliniteit wordt vaak uitgedrukt in aantal deeltjes per duizend (ppt) of $^{0}/_{00}$. Echte metingen van saliniteit zijn complex en gebeuren meestal niet standaard in het Schelde-estuarium. Vaak worden wel omrekeningen van geleidbaarheid naar saliniteit gemaakt, of van geleidbaarheid naar Chloride-gehalte. Deze benadering van de saliniteit moet met de nodige voorzichtigheid gebeuren, omdat zeker bij lage concentraties aan chloride, deze omrekening niet steeds nauwkeurig is. De geleidbaarheid en saliniteit worden in hoofdzaak bepaald door de aanwezige Cl^--ionen, maar in het zoete, waar het gehalte aan chloride uiteraard veel lager is, vormen ook andere ionen een belangrijke bijdrage aan de geleidbaarheid.

Voor deze Evaluatiemethodiek wordt voorgesteld om trends in zoutgehalte steeds uit te drukken in chloride gehalte. In het zoete zijn voldoende chloride metingen voorhanden. In het brakke en zoute deel van de Schelde is dit minder het geval, maar is de omrekening vanuit saliniteit of specifieke geleidbaarheid betrouwbaar.

Verschuiving (lange termijn)
Om verschuivingen in het zoutgehalte te detecteren, wordt per zone (niveau 3) de trends in chloride gehalte bepaald. Een visualisatie van de gegevens kan aan de hand van een surface plot voor chloride gehalte, waarop de verschillende zones in de Schelde staan afgebakend.



Figuur 6-2: Surface plot met chloride gehalte, ingedeeld in klassen (volgens het Venice system), met aanduiding van de Schelde zonering

Schommelingen (middellange termijn)

Als maat voor de schommelingen in zout, wordt hier voorgesteld om jaarlijks voor elke Scheldezone (niveau 3) een variatie in chloride-concentratie te bepalen volgens volgende formule (Vos & Wolff, 2001):

variatie (%) = (4 * SD/gem) * 100

met gem = jaargemiddelde chloride gehalte
SD = standaarddeviatie op jaargemiddelde chloride gehalte

Zoutstress (schommelingen binnen 1 tijbeweging)

Om een inschatting van de zoutstress te bekomen, wordt nagegaan welke de maximale zoutschommeling is binnen 1 tijbeweging, per maand en per Scheldezone (niveau 3). Hiervoor zijn de maximale tijexcursie per zone en een maandelijks chloriniteitsprofiel vereist.

Aan de hand van periodieke chloridemetingen kan voor elke maand het chlorideprofiel langsheen de lengteas van het estuarium opgesteld worden. Dit lengteprofiel kan ook langsheen de Rupel opgesteld worden.

Voor de bepaling van de tij-excursie wordt gebruik gemaakt van continue data. Wanneer we veronderstellen dat de maandelijks opgemeten chloriniteitsprofielen langsheen het estuarium indicatief en relatief constant zijn voor de maand waarin ze opgemeten zijn, kunnen continue chloride data rechtstreeks omgezet worden naar de tij-excursie. Immers, onder deze veronderstelling volgt uit het opgemeten chloriniteitsprofiel een eenduidig verband tussen chloride en de locatie langsheen het estuarium. Uit de continue chloride data kan dan de horizontale beweging van de watermassa afgeleid worden. Door de extrema te bepalen en het verschil ertussen, kennen we voor elke tijbeweging de tij-excursie. Dit kan gedaan worden voor alle stations met continue data; tussen de continue meetstations wordt de maximale tij-excursie bepaald door interpolatie.
Op basis van de maximale tijexcursie en het chlorideprofiel kan vervolgens per maand de maximale chloride fluctuatie per zone worden bepaald. Door te delen door het maandgemiddelde chloride-gehalte per zone, wordt tevens de relatieve chloride fluctuatie per maand per zone bepaald. Bij stations met lage chloride gehaltes en kleine schommelingen worden de afgeleide tij-excursies minder betrouwbaar. Doordat de zoutstress op deze locaties ook zeer klein is, vormt dit geen probleem voor de verdere evaluatie.

Stratificatie
Stratificatie komt momenteel amper voor in de Schelde. Het risico op de negatieve gevolgen van stratificatie is dus zeer klein. De kans op dit fenomeen is het grootst in die zone waar zout en zoet elkaar tegenkomen, dit is de zone met de sterke saliniteitsgradiënt. Evaluatie van de verticale geleidbaarheidsgradiënt is enkel van nut in deze zone. Maandelijks wordt op basis van het verticale zoutprofiel nagegaan of er sprake is van sterke stratificatie. Wordt duidelijke stratificatie waargenomen, kan dit gevolgen hebben voor de zuurstofhuishouding nabij de bodem, en dus voor het benthos. Aangepaste metingen en een aangepaste evaluatie zijn dan nodig.

6.4 Lichtlimitatie - troebelheid – zwevende stof

6.4.1 Achtergrond

De hoeveelheid en de aard van de zwevende stof in het water bepalen de troebelheid, en samen met de mengdiepte in de waterkolom geven ze een maat voor de lichtlimitatie. Die lichtlimitatie is een van de meest sturende factoren in het estuariene ecosysteem. Primaire productie door fytoplankton is immers zeer sterk afhankelijk van de hoeveelheid licht in de waterkolom. In het Schelde-estuarium is de concentratie aan nutriënten doorgaans meer dan voldoende voor fytoplanktongroei, maar licht blijkt de limiterende factor te zijn voor het gros van de primaire productie. Veranderingen in lichtklimaat zullen dus bepalend zijn voor de primaire productie en bijgevolg voor het ganse ecosysteem. Lichtlimitatie vormt dus een belangrijke verklarende parameter en zal hier de nodige aandacht krijgen. .

De troebelheid en de hoeveelheid zwevende stof op zich spelen, naast hun rol in het lichtklimaat, nog een belangrijke rol bij andere processen zoals sedimentatie en erosie. Zwevende stof en troebelheid zijn daarom ook als te bepalen parameter bij de verklarende parameter “lichtlimitatie” opgenomen.

Ondanks het zeer grote belang van het lichtklimaat voor het ganse ecosysteemfunctioneren, is de kennis hierover relatief beperkt. In de Schelde bedraagt de maximale lichtpenetratie (eufotische diepte) tussen 0,5 en 1,5 meter met uitzonderlijke gevallen van maximaal 2,5 meter diep. De eufotische diepte is gedefinieerd als de diepte waaronder de hoeveelheid licht onder 1% van de oppervlaktestraling valt (Scheffer, 1998). De Schelde geldt als een troebel estuarium waar het lichtklimaat limiterend is.

Wanneer gesproken wordt over lichtklimaat, spelen verschillende factoren een rol: het zicht onder water wordt beïnvloedt door de hoeveelheid licht dat op een voorwerp valt, wat afhankelijk is van de instraling aan de oppervlakte, de hoek waaronder het licht invalt en de mate van reflectie van het invallende licht en de hoeveelheid licht die onder water wordt geabsorbeerd. Daarnaast speelt verstrooiing van het licht een rol, wat in principe geen invloed heeft op de hoeveelheid licht onderwater, maar op de waarneming van een voorwerp onder water. Verstrooiing kan wel indirect bijdragen aan de uitdoving/extinctie van licht doordat door een verlenging van de weg van het licht, het licht meer kans heeft geabsorbeerd te worden.

Er zijn verschillende methodes om het lichtklimaat te beschrijven:

Doorzichtdiepte: Meting met secchi schijf. Hierbij wordt de loodrechte afstand tussen het wateroppervlak en het bovenvlak van de schijf gemeten, die tot zover is ondergedompeld dat de bovenzijde van de schijf nog net zichtbaar is (Scheffer, 1998). Omrekenen naar eufotische diepte is mogelijk (naar werkdocument Baretta-Bekker 2002):

$$Z_{eu} = 4{,}6 / (1{,}36251 * Z_{secchi}^{-1{,}44329})$$

waarbij Z_{secchi} de maximale diepte is waarbij de schijf nog zichtbaar is. De omrekening is echter weinig betrouwbaar en wordt daarom afgeraden.

Extinctie: Een andere manier om lichtklimaat te meten is de meting van de *lichtextinctie-coëfficiënt* of uitdovingscoëfficiënt. Deze is afhankelijk van de hoeveelheid lichtabsorptie en indirect verstrooiing. Lichtabsorptie is op zijn beurt weer afhankelijk van dood zwevend organisch materiaal, algen en opgeloste organische stoffen. Lichtextinctie kan afgeleid worden met behulp van de klassieke wet van Lambert-Beer.

$I / I_0 = e^{-k_d z}$ met I het licht op diepte z, I_0 het invallende licht net onder het wateroppervlakte, k_d de verticale lichtextinctiecoëfficiënt in m^{-1} en z de diepte (positief georiënteerd in neerwaartse richting) in m.

Hiermee kan ook de eufotische diepte berekend worden:

$Z_{eu} = -1/k_d * \ln (0.01) \approx 4,6/ k_d$

Turbiditeit: Verstrooiing kan gemeten worden met een turbiditeitsmeter. Mits voldoende kalibratie, kan turbiditeit omgerekend worden naar lichtextinctie en dus naar eufotische diepte. De conversiefactor is echter niet constant in tijd en ruimte, omdat ook de aard van de zwevende stof niet constant is.

Gebaseerd op een groot aantal gemeten verticale profielen stelde Desmit (2005, in Adraensen et al., 2005) vast dat het lichtklimaat voor een vaste diepte als een expliciete functie van het gehalte zwevende stof kon worden uitgedrukt voor de Zeeschelde:

$k_d = 1,4 + 0,0592$ SPM met k_d = de lichtextinctie-coëfficiënt en SPM = de concentratie zwevende stof.

Bij wijzigende slib/zand verhoudingen gaat deze vergelijking niet meer op, en dient regelmatig een nieuwe vergelijking afgeleid te worden. Om dezelfde reden is deze vergelijking niet zomaar toepasbaar in de Westerschelde.

Ook in de OMES rapportage (Maris et al., 2010) wordt dit verband tussen SPM en lichtextinctie bevestigd, al wordt hier aangegeven dat de relatie tussen k_d en SPM kan fluctueren van jaar tot jaar (Tabel 6.2).

Tabel 6.2: Lineaire regressie tussen k_d en SPM

Year	Slope	Intercept
2002	0.048	2.21
2003	0.055	2.06
2004	0.055	2.14
2005	0.059	1.81
2006	0.048	2.76
2007	0.046	2.98
2008	0.049	3.05
2009	0.053	2.09
2002 - 2009	$k_d = 0.053$ SPM + 2.27 ($r^2 = 0.73$)	

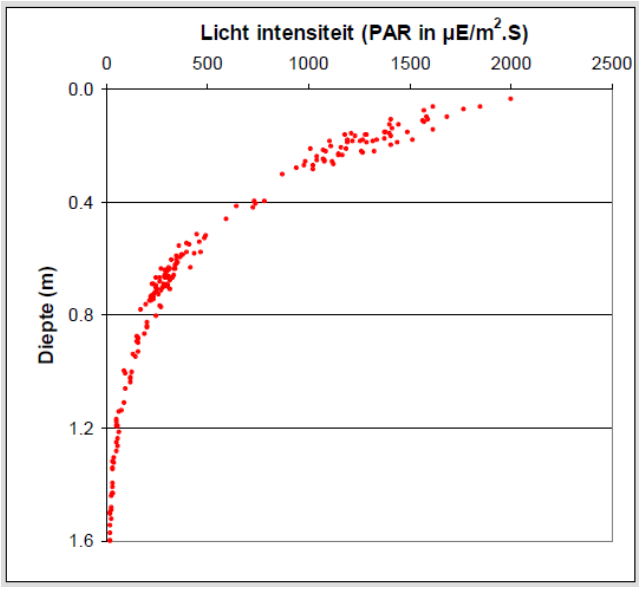
Turbiditeit en zwevende stof kunnen dus gebruikt worden om, bij hiaten in de k_d dataset, deze leemten te vullen om toch trends te kunnen bepalen. Voor evaluatie van het huidige lichtklimaat, wordt echter bij voorkeur gebruik gemaakt van gemeten k_d waarden.

Voor primaire productie is echter niet de hoeveelheid licht maar de hoeveelheid bruikbaar licht (bepaalde golflengtes) belangrijk om fotosynthese te kunnen bewerkstelligen. De bruikbare hoeveelheid licht E_0 (Photosynthetical Active Radiation, PAR) neemt exponentieel af met de diepte (Figuur 6-3):

$E_0 = E_0 (0) e^{-k_d z}$

waarbij E_0 (0) de PAR instraling net onder het wateroppervlakte is, k_d de verticale lichtextinctiecoëfficiënt in m^{-1} en z de diepte (positief georiënteerd in neerwaartse richting) in m. Ongeveer 38% van de zonne-energie die het aardoppervlak bereikt behoort tot het PAR spectrum (Op een heldere zomerdag 38% van 1200 $W.m^{-2}$ ≈ 450 $W.m^{-2}$). $E_0(0)$ ligt vaak rond 2000 µmol fotonen.$m^{-2}.s^{-1}$ (450 * 4,6 = 2070).

Instraling wordt soms ook uitgedrukt in Einstein of een van de subeenheden ervan, zoals $\mu E.m^{-2}.s^{-1}$. 1 Einstein is 1 mol fotonen. In het geval van monochromatische lichtinstraling kan een flux van fotonen, uitgedrukt in deze eenheid, gemakkelijk geconverteerd worden naar energie-eenheden zoals $W.m^{-2}$. Voor polychromatisch licht zoals zonlicht is de energie afhankelijk van de spectrale verdeling. Bij benadering is dan $1W.m^{-2}$ equivalent aan 4,6 $\mu mol.m^{-2}.s^{-1}$ bij zonlicht.



Figuur 6-3: PAR neemt exponentieel af met de diepte (OMES data); fotosynthese is beperkt tot de oppervlaktelaag.

Echter, niet elk soort licht penetreert even diep in de waterkolom; groen licht penetreert dieper dan andere kleuren licht die nodig zijn voor fotosynthese. Door deze differentiële lichtextinctie is PAR niet constant over de diepte van de waterkolom. In troebele wateren is dit effect echter verwaarloosbaar (Kirk, 1994).

Lichtlimitatie

Niet enkel de extinctie is van belang voor het lichtklimaat, ook de waterdiepte bepaalt de lichtlimitatie in een gemengd systeem. Hoe dieper het water, hoe groter de kans dat het fytoplankton zich in een donkere waterlaag bevindt. Lichtlimitatie kan ingeschat worden met de formule Z_{eu}/Z_m. Hierbij staat Z_{eu} voor eufotische diepte (= diepte met 1% lichtdoordringing) en Z_m voor mengdiepte, wat in de Schelde benaderd kan worden door de gemiddelde diepte per compartiment (Schelde is een goedgemengd systeem). Wanneer de mengdiepte veel groter is dan de eufotische diepte, is dit nadelig voor de primaire productie. De verhouding binnen het estuarium tussen deze twee dieptes is zeer ongunstig in de Westerschelde, aangezien het estuarium hier zeer diep is. In de Zeeschelde waar de turbiditeit zeer groot is, is de verhouding wel relatief gunstig, doordat de gemiddelde diepte kleiner is (Adriaensen et al., 2005).

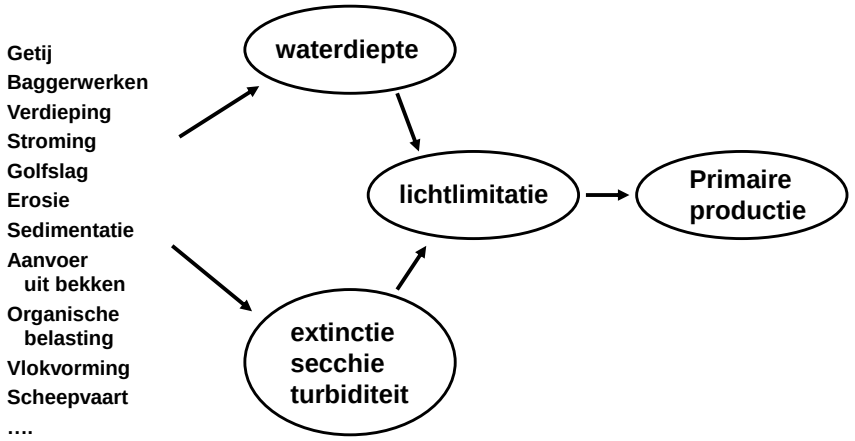
Beïnvloedende factoren

In de Schelde is de lichtlimitatie meestal onder 0,1 wat betekent dat de Schelde een extreem donker systeem is. Ondanks de grote troebelheid scoort het zoete deel van de Schelde doorgaans nog het beste, dankzij de geringe diepte. De helderdere Westerschelde kent een grotere lichtlimitatie door de veel grotere diepte. In de brakke zone is de lichtlimitatie doorgaans het grootst, door een hoge troebelheid en reeds grote diepte. Ondanks het grote belang voor primaire productie, en bijgevolg de gehele voedselketen, is de kennis over het lichtklimaat nog vrij beperkt. Ook over de historische trends van het lichtklimaat zijn bitter weinig gegevens te vinden.

Wat een natuurlijk of goed lichtklimaat voor de Schelde is, is daarom moeilijk af te leiden. Wel zijn er indicaties dat de lichtlimitatie vroeger anders was. Lichtlimitatie is afhankelijk van de waterdiepte enerzijds en de lichtextinctie anderzijds (Figuur 6-4). Aangenomen wordt dat de lichtextinctie (benaderd via zwevende stof gehalte) en dus slibgehaltes door menselijke invloed werden vergroot. Door veranderingen in het landgebruik is erosie in het bekken toegenomen gedurende de voorbije eeuwen. Veranderingen in de morfodynamiek van het estuarium en baggerwerken dragen ook bij tot een verhoging van de slibconcentratie of de troebelheid in het estuarium. Daaruit kan men afleiden dat het lichtklimaat vroeger waarschijnlijk beter was dan nu.

In het Schelde-estuarium en in het Scheldebekken worden tal van maatregelen genomen die de lichtlimitatie kunnen beïnvloeden. Deze beïnvloedende factoren kunnen tegenstrijdige effecten veroorzaken voor de lichtlimitatie. In de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde leidt een toenemende waterdiepte tot verhoging van de lichtlimitatie. Er is bovendien de vrees dat veranderende morfo-en hydrodynamiek leiden tot een verhoogde troebelheid van het systeem.

Figuur 6-4 geeft een overzicht van factoren die de lichtlimitatie beïnvloeden. Bij duidelijke trends in de verklarende parameter Lichtlimitatie, dienen deze factoren ter verklaring beschouwd te worden.



Figuur 6-4: Factoren die lichtlimitatie beïnvloeden

In de Zeeschelde daarentegen kan het slibgehalte en dus de troebelheid dalen door doorgedreven waterzuivering. In het bekken worden tegenwoordig veel maatregelen genomen om erosie te beperken, denk maar aan bufferstroken, grasbermen, opvangbekkens, gewijzigde landbouwpraktijken, etc. Deze maatregelen kunnen resulteren in een significante afname van de sedimentvracht die vanuit het bekken in het estuarium komt. Ook in het estuarium worden talrijke maatregelen genomen. Ingrepen die energiedissipatie bevorderen, kunnen de troebelheid en de sedimentvracht doen afnemen. Nieuwe gebieden kunnen een sink vormen voor zwevende stof. Het is daarom niet onwaarschijnlijk dat de hoeveelheid zwevende stof in de waterkolom in de komende jaren kan afnemen in bepaalde delen van het estuarium en tegelijkertijd kan toenemen in andere deelgebieden.

6.4.2 Effecten van veranderingen in lichtlimitatie

Toename van de zwevende stof en de troebelheid, betekent toename van de lichtlimitatie met mogelijke gevolgen voor primaire productie en de voedselketen. Afname van de zwevende stof betekent een verbetering van het lichtklimaat. Op zich is dit een gunstige evolutie, aangezien er duidelijke aanwijzingen zijn dat het lichtklimaat onnatuurlijk troebel is in de Schelde. In het huidige Schelde-ecosysteem heeft een verbetering van het lichtklimaat ook mogelijk een keerzijde. Primaire productie wordt licht gelimiteerd verondersteld. Bij een verbeterd lichtklimaat, zal de primaire productie kunnen toenemen, want de nutriëntvracht is nog steeds zeer groot. Als de toegenomen primaire productie niet kan doorstromen naar hogere niveaus, kan dit leiden tot verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling met gevolgen voor de ganse voedselketen. Ook zuurstofproblemen kunnen opduiken (zie toetsparameter **Nutriënten**).

Een verandering van het lichtklimaat kan daarom niet onafhankelijk beoordeeld worden, maar moet steeds in combinatie met tal van andere factoren beschouwd worden. Een verbetering van het lichtklimaat moet wellicht gepaard gaan met een daling van de nutriëntvracht, zoniet zijn problemen niet uitgesloten. Hoe een verbetering van het lichtklimaat zich ten opzichte van een daling in nutriënten moet verhouden, vergt goede kennis van het ecosysteemfunctioneren, en een goed ecosysteemmodel. Deze kennis is nog onvoldoende voorhanden. Daarom worden trends in lichtlimitatie als verklarende parameter aangewend bij de evaluatie van de **pelagiale kwaliteit**, zonder de trend in lichtlimitatie zelf te beoordelen of boven- en ondergrenzen af te lijnen. Het is immers cru om een verbetering van het lichtklimaat als ongewenst te beoordelen, ook al leidt dit tot schadelijke algenbloei wanneer de nutriëntvracht nog ongezond hoog is. Wanneer er een duidelijke trend is van dalende troebelheid, dienen de nutriënten deze trend te volgen. Enkel wanneer overduidelijk is dat dit op korte termijn niet haalbaar is, en bijgevolg het risico bestaat op ernstige problemen voor het ecosysteem, kan men overwegen om een verbetering van het lichtklimaat tijdelijk als ongewenst te beoordelen.

6.4.3 Te bepalen parameters voor lichtklimaat

Metingen van de eufotische diepte en een bepaling van lichtlimitatie zijn vereist. De bepaling van de eufotische diepte gebeurt bij voorkeur via veldmetingen van de verticale extinctie-coëfficiënt. In Maris et al. (2003) worden twee methoden beschreven om de waarde van lichtextinctie coëfficiënt k_d te bepalen. De eerste methode is gebaseerd op de meting van de instraling E_0 als een functie van de diepte z. Dit wordt gemeten met een sensor. Het logaritme van E_0 wordt uitgezet tegenover z. Wanneer de instraling exponentieel afneemt met de diepte levert de grafiek een rechte lijn op met een richtingscoëfficiënt die gelijk is aan $-k_d$. $E_0(0)$ is het intercept waar z=0. Deze methode is vrij gemakkelijk en duidelijk, maar heeft twee belangrijke nadelen: ten eerste kan k_d niet continu gemeten worden, ten tweede vergt het een zeer stabiele $E_0(0)$ aan het wateroppervlak gedurende de opmaak van het profiel. Een tweede methode elimineert deze twee restricties door het gebruik van meerdere sensoren aan een frame, met een bekende afstand tot elkaar Δz. De instraling wordt dus tegelijkertijd gemeten op twee verschillende dieptes z1 en z2 waarbij $z1 = z2 + \Delta z$. Deze methode kan gebruikt worden voor continue monitoring van de variatie van k_d, ook als de oppervlakte-instraling sterk fluctueert (wat vaak voorkomt in de Schelde).

Eufotische diepte wordt vervolgens bepaald wanneer k_d voorhanden is met de vergelijking:

$$Z_{eu} = -1/k_d * \ln(0.01) \approx 4{,}6/ k_d$$

De temporele evolutie van de k_d over één getij laat altijd een opvallende correlatie zien met de turbiditeitsdata. (Maris et al., 2010). De conversiefactor van turbiditeit naar k_d is echter geen constante, zodat metingen van k_d (of secchi diepte) nodig zijn. Continue turbiditeitsdata van permanente stations kunnen met behulp van de maandelijkse puntmetingen, wel omgezet worden naar k_d waarden als essentiële input voor het ecosysteemmodel. Dat heeft immers baat bij continue informatie over het lichtklimaat.

Voor de bepaling van de lichtlimitatie is Z_m vereist: de mengdiepte, welke benaderd kan worden door de gemiddelde diepte per compartiment, aangezien ervan uitgegaan wordt dat de Schelde een goed gemengd systeem is.

<u>Seizoensgemiddelde eufotische diepte</u>
Eufotische dieptes wordt bepaald door omrekening van de gemeten lichtextinctie-coëfficiënten (of secchi dieptes). Deze k_d's worden in het winterhalfjaar één keer per maand, in het zomerhalfjaar twee keer per maand gemeten. Hiermee worden seizoensgemiddelde eufotische dieptes bepaald per compartiment (niveau 4). Trends worden geanalyseerd ter verklaring van onder andere patronen in primaire productie.

Seizoensgemiddelde lichtlimitatie
Eufotische diepte op zich zegt niks over de lichtlimitatie, welke berekend wordt door de eufotische diepte te delen door de gemiddelde diepte van een compartiment (niveau 4). Ook hier worden de trends in seizoensgemiddelde als verklarende parameter gehanteerd.

Maximale en minimale eufotische diepte per jaar
Deze dieptes zijn nodig om de fluctuaties binnen een jaar te bepalen. Hiervoor worden alle data van eufotische diepte per compartiment (niveau 4) gebruikt.

6.4.4 Te bepalen parameters voor Zwevende stof en Turbiditeit

Seizoensgemiddelde zwevende stof en turbiditeit
Trends in seizoensgemiddelde turbiditeit en trends in de standaard deviatie hierop worden per Scheldezone bepaald, op basis van oppervlaktestalen. Indien beschikbaar, wordt dit ook de diepte geïntegreerde zwevende stofconcentratie bepaald.

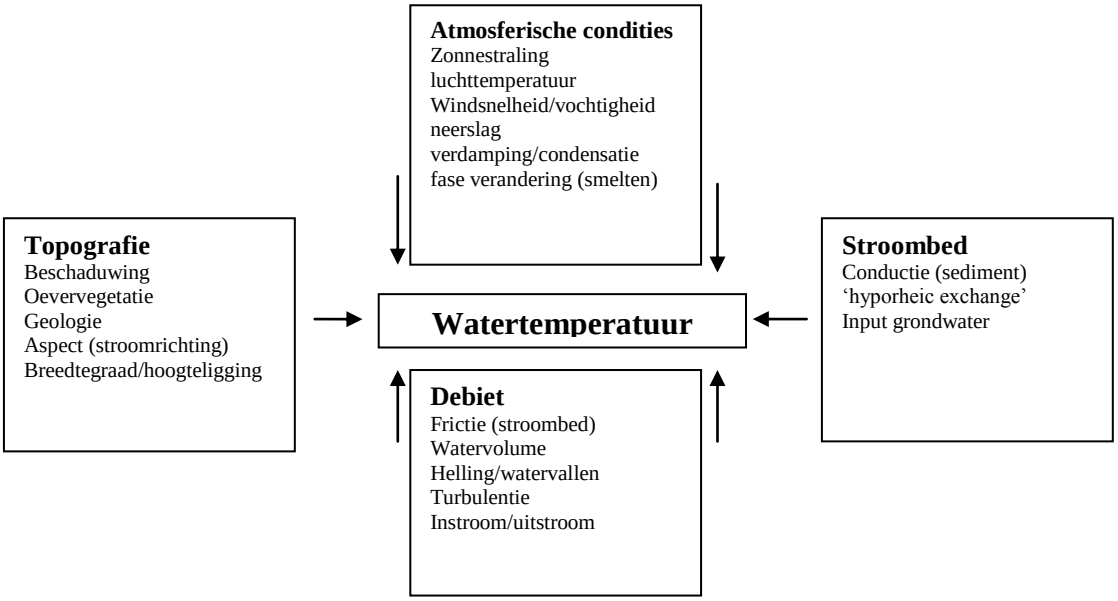
Turbiditeitsmaximum
De positie van het turbiditeitsmaximum langsheen het lengteprofiel van het estuarium wordt seizoenaal bepaald, op basis van zwevende stof concentraties gemeten aan het oppervlak. Vervolgens wordt de trend in de ligging van de turbiditeitsmaximum geanalyseerd. Indien voldoende data beschikbaar, wordt ook op basis van diepte geïntegreerde gegevens het turbiditeitsmaximum bepaald.

6.5 Temperatuur

6.5.1 Achtergrond

Hoewel luchttemperatuur ook belangrijk is voor bepaalde fauna en flora in het Schelde-ecosysteem, beperkt deze verklarende parameter zich tot de watertemperatuur. Het goed functioneren van het ecosysteem is vaak afhankelijk van maximale grenswaarden van temperatuur die organismen stellen voor bepaalde processen; bij te hoge temperaturen zal er bijvoorbeeld geen paai plaatsvinden bij vis. Daarnaast draait het niet alleen om de temperatuur op zich, maar ook om temperatuursveranderingen welke een reeks processen kunnen initiëren, zoals zaadkieming, algenbloei of vistrek. Temperatuur en temperatuurvereisten variëren echter in tijd en ruimte. Bij deze verklarende parameter zullen de trends bekeken worden ter verklaring van de toetsparameters. Voor temperatuur zullen echter niet enkel trends bekeken worden, maar is ook een toetsing aan bepaalde richtwaarden mogelijk.

Temperatuurregulatie van rivieren is afhankelijk van natuurlijke en antropogene processen. In natuurlijke waterlichamen omvat de regulatie van temperatuur uitwisseling van warmte met de omgeving (lucht, sediment, grondwater), voornamelijk van belang in stromende wateren, en instralingsenergie, voornamelijk van belang in stilstaande wateren. In Figuur 6-5 staan de belangrijkste warmteaanvoerende en -afvoerende factoren aangegeven. Verlies van warmte vindt plaats in de bovenste centimeters van het waterlichaam en is voor de meeste systemen verwaarloosbaar (Verdonschot et al., 2007). Antropogene factoren omvatten onttrekking van water, veranderingen van morfologie, lozingen van koelwater in de rivieren en “global warming”, waarbij de verhoging van luchttemperatuur de watertemperatuur doet stijgen. Het aandeel van deze parameters op de watertemperatuur is niet eenvoudig te bepalen.



Figuur 6-5: Factoren die het warmteregime van de rivier beïnvloeden (naar Caissie, 2006).

6.5.2 Effecten van temperatuursveranderingen op het ecosysteem

6.5.2.1 Effect abiotisch

Bij een temperatuursverhoging neemt de hoeveelheid opgeloste zuurstof in het water af. Daarnaast worden organische stoffen sneller afgebroken waardoor het zuurstofverbruik toeneemt. Bij hoge temperaturen komen eutrofiëringsproblemen dus sterker tot uiting, wat kan leiden tot zuurstoftekorten. Dit laatste kan temperatuursproblemen extra in de verf zetten: de temperatuurtolerantie van aquatische organismen wordt mede bepaald door onder andere de hoeveelheid opgeloste zuurstof, maar ook door het zoutgehalte; een combinatie van veranderende zoutconcentratie en een afnemende zuurstofconcentratie in het water hebben een negatief effect op de temperatuurtolerantie (Brett, 1970 in Kinne 1970).

6.5.2.2 Effect biotisch

Naast chemische processen worden ook biologische processen versneld: hogere temperaturen (binnen bepaalde marges) stimuleren microbiële afbraak en bijhorende zuurstofconsumptie enerzijds; bij een temperatuurstijging kan anderzijds de primaire productie (van fytoplankton en drijvende algen) in eutrofe systemen toenemen, met eveneens grote gevolgen voor de zuurstofhuishouding (zie toetsparameter **Zuurstof**). Ook het lichtklimaat kan negatief beïnvloed worden door een sterkere groei van primaire producenten wat op zijn beurt kan zorgen voor verandering van concurrentieverhoudingen tussen verschillende groepen primaire producenten.
Voor vele hogere organismen in het Schelde-ecosysteem zijn hoge temperaturen eerder ongewenst. Uit de meeste literatuur blijkt dat, net zoals voor opgelost zuurstof, vissen het minst tolerant zijn voor hoge temperaturen. Echter, uit een literatuurstudie uitgevoerd door het RIVM bleek dat de maximale temperatuurwaarde voor macrofauna lager ligt dan voor vis (resp. 22-25°C en 26 °C). Bij het opstellen van deze waarden was minder literatuur beschikbaar van maximale temperaturen voor vis dan voor macrofauna (Evers 2006).

6.5.2.3 Fytoplankton/Zoöplankton

De groei van fytoplankton in het voorjaar wordt onder andere bepaald door temperatuur en turbulentie. Hoge nutriëntgehaltes in combinatie met lagere temperatuur en beperkt licht in het voorjaar komen ten gunste van een snelle groei van diatomeeën (Reynolds, 1984 in Winder and Schindler, 2004). Deze diatomeeën leveren voedsel van hoge kwaliteit voor herbivore groei in het voorjaar. In pelagische ecosystemen zijn algen-zoöplankton interacties de basis voor de

energieflux naar hogere trofische niveaus (Platt et al., 2003). Wanneer een temperatuurstijging de algenbloei beïnvloedt, kan de predator-prooi relatie 'ontkoppeld' worden en kan dit overgebracht worden naar andere trofische niveaus, wat drastische ecologische en economische gevolgen kan hebben (Platt et al., 2003). Ondanks dat ook temperatuursverhoging zorgt voor een eerdere voortplanting, groeilimitatie, hogere groeisnelheid en reproductiesnelheid van zoöplankton, kan temperatuursverhoging zorgen voor een mismatch tussen zoöplankton en fytoplanktonbloei. Vergrote nutriëntlimitatie, het zinken van cellen en uiteindelijk 'begrazing' kan een ineenstorting betekenen van de lentebloei van fytoplankton en een shift van kleine eencellige diatomeeën naar grotere algen van minder voedselkwaliteit voor het zoöplankton. Populatiegroei van predatoren zou dan ook afhankelijk zijn van het vermogen om de timing van reproductie overeen te laten komen met een periode van optimale voedselbeschikbaarheid.

Winder en Schindler (2004) toonden een temporele mismatch aan tussen *Daphnia*-populaties, de belangrijkste herbivoor, en de voorjaarsbloei van diatomeeën. De abundantie van volwassen vis lijkt ook samen te hangen met de timing van voorjaarsbloei van fytoplankton en de timing van de paai (Platt et al., 2003). Een voordeel van een vroege bloei kan voor bepaalde vissoorten met een verlengde paaiperiode inhouden dat minder van het totaal aantal geproduceerde larven sterven door tekort aan voedsel (Platt et al., 2003).

Voor fytoplankton en zoöplankton kan een temperatuurbereik bepaald worden waarbinnen ze optimaal groeien. Hartholt en Jager (2004) geven een samenvatting van literatuuronderzoek naar temperatuuroptima:

- Bij een temperatuur van 30 °C vertoont zoöplankton geen sterfte, maar bij 40 °C is de sterfte opgelopen naar 50 tot 100%.
- Bij een temperatuur van 30 °C vertoont fytoplankton geen sterfte, bij 40 °C is de sterfte opgelopen tot meer dan 50%.
- Eerste effecten van temperatuurschokken tussen 10 en 20 °C treden op bij *Cladocera* en diatomeeën.

Een groot deel van diatomeeën heeft een optimaal temperatuurbereik onder 20°C. (Resende et al., 2005; Kerkum et al., 2004). Onder invloed van temperatuur kunnen verschuivingen van diatomeeën naar groenalgen en van groenalgen naar blauwalgen optreden. Het temperatuurbereik van groenalgen ligt dan ook hoger dan dat voor diatomeeën en dat van blauwalgen hoger dan dat voor groenalgen. In zoet water wordt afname van primaire productie en acute mortaliteit bij fytoplankton onder 30 °C niet verwacht (Kerkum et al., 2004).

6.5.2.4 Macrofauna

Over het effect van temperatuursverhoging op aquatische macrofauna bestaat veel literatuur, echter, dit betreft vaak mariene of zoetwatersystemen, en geen estuaria. Over het algemeen geldt dat het groeipatroon van aquatische insecten positief gecorreleerd is met tijd en temperatuur (Markarian 1980). Daarnaast is een belangrijk gevolg voor aquatische invertebraten de vervroeging van levenscycli, waarbij mogelijk mismatches kunnen optreden tussen bijvoorbeeld predator en prooi of mannetjes en vrouwtjes. Concurrentieverhoudingen tussen soorten kunnen veranderen. Ook kan de temporele nichedifferentiatie en de ingang van de diapauze ontregelt worden (Van der Grinten et al., 2008; Verdonschot, 2007). Vaak neemt de groeisnelheid van macrofauna toe, waardoor minder energie beschikbaar is voor reproductie. De generatietijd wordt in het algemeen korter. Ook dit kan mismatches opleveren in de timing van levensfasen (Verdonschot, 2007). Deze gevolgen kunnen uiteindelijk leiden tot een verandering in soortensamenstelling.

De Europese rivierkreeft *Astacusastacus* reageert op temperaturen boven 24 °C door een snelle stijging van het zuurstofverbruik, waardoor zuurstofgebrek kan optreden. Bij diverse kleinere invertebraten zijn de gevolgen van temperatuurstijging eerder beperkt. Radardiertjes en roeipootkreeftjes vertonen zelfs geen effect bij opwarming tot 34 °C. (Hadderingh, 2000 in Kerkum et al., 2004). Kreeftachtigen, schelpdieren en slakken uit intergetijdenzones blijken relatief hoge

temperaturen zonder schade te kunnen verdragen (Hartholt en Jager, 2004). Macro-invertebraten op droogvallende platen zijn ook minder gevoelig voor hoge temperaturen: ze worden van nature regelmatig blootgesteld aan grote temperatuurschommelingen. Tabel 6.3 geeft een overzicht van een diverse temperatuurslimieten en -effecten. Voor macro-invertebraten kan, aan de hand van verscheidene literatuurstudies, een temperatuurlimiet gesteld worden op 28°C.

Afhankelijk van de temperatuur (in combinatie met bepaalde saliniteit en andere omgevingsvariabelen) verandert ook de concurrentiepositie van soorten.

Tabel 6.3: Effecten van temperatuur op diversie organismen naar Kerkum et al (2003)

Organisme	**Duur**	**Temperatuur**	**Effect**
Zeepok *Elminiusmodestus* en *Balanus balanoides* en *Balanus crenatus*	≥1 uur	33	tolerantie
Elf schelpdiersoorten		30-37	Herstelbaar
		36-46	dood
Kokkel	≥24 uur	31	tolerantie
Zeewatermossel	≥ 1 uur	35	tolerantie
	Half uur	36	tolerantie
Jongere stadia:	>3 uur	34	tolerantie
Nereisdiversicolor		28	Geen schade
		35-37	sterfte
Amphipoda		33-34	Sterfte
Isopoda		33-34	sterfte

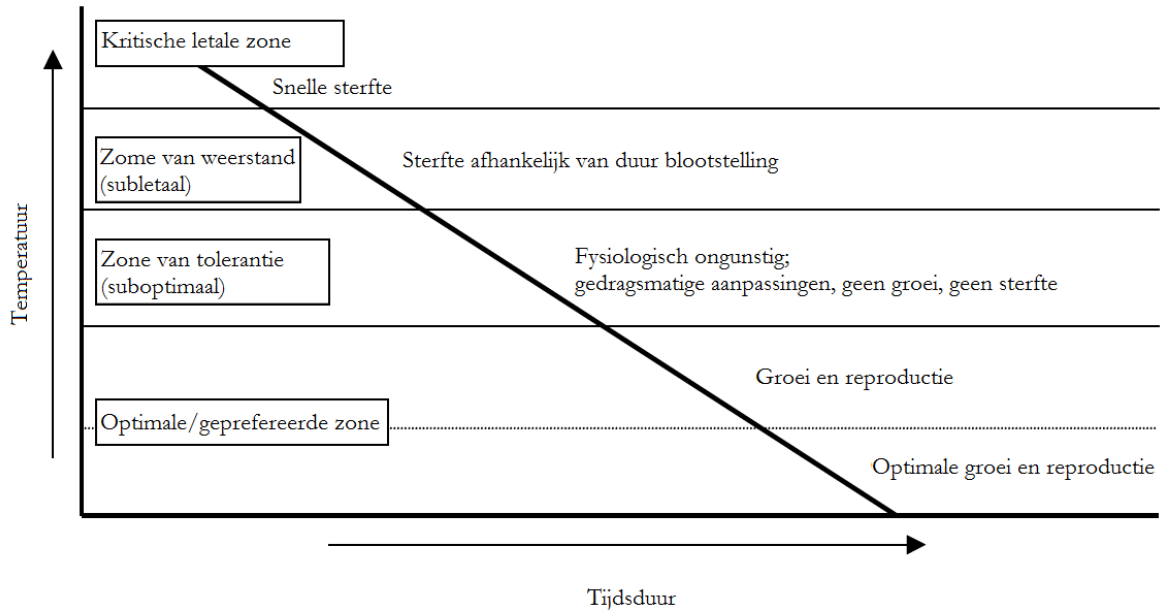
6.5.2.5 Vis

Vissen zijn ectotherm en daardoor niet in staat hun lichaamstemperatuur te reguleren aan de hand van fysiologische processen. Vissen kunnen met gedrag wel thermoregulatie vertonen door de selectie van temperatuurheterogene microhabitats (Brett 1971; Ficke et al., 2007, Stevens, 2006), maar blijven beperkt in hun voorkomen door het temperatuurbereik van de omgeving.

Biochemische reacties variëren als een functie van lichaamstemperatuur, waardoor alle fysiologische processen in een vis direct beïnvloed worden door veranderingen van temperatuur. Temperatuurverhoging kan dus de individuele vis beïnvloeden door het veranderen van fysiologische functies, zoals thermische tolerantie, groei, metabolisme, voedselconsumptie, reproductieve stress en het vermogen om de interne homeostase te handhaven (Ficke et al., 2007).

Vissen kunnen onderverdeeld worden in stenotherme soorten, met een smal temperatuurtraject en eurytherme soorten met een breed temperatuurtraject waarin ze kunnen voorkomen. Daarnaast heeft elk levensstadium een eigen traject; voor de een kan in de juveniele levensfase een temperatuurstijging dodelijk zijn, terwijl dit voor een adulte levensfase niet zo is (Küttel et al., 2002; Ficke et al., 2007). Zo kan thermale tolerantie ook afhangen van geslacht, leeftijd, fysiologische en voedselstaat en seizoen (Kinne, 1970). In een marien ecosysteem komen meer stenotherme dan eurytherme soorten voor, in brak- en zoetwater is dit omgekeerd (Hartholt en Jager, 2004).

Vispopulaties reageren niet allemaal hetzelfde op temperatuurveranderingen (Genner et al., 2010). Echter, een vis heeft energie nodig voor metabolisme, groei en ontwikkeling (reproductie en activiteit vallen hier ook onder) waardoor bij een temperatuurverhoging (en daardoor meer vraag naar energie) trade-offs plaatsvinden tussen deze processen (Ficke et al., 2005; Kinne, 1970), net als bij macrofauna. De temperatuurrange van vissen is aan de hand van fysiologische effecten onder te verdelen in verschillende zones (Figuur 6-6) (Sullivan et al., 2000). In de optimale temperatuurzone verlopen de meeste fysiologische functies optimaal. Wanneer het optimale temperatuurtraject wordt overschreden, treedt stress en uiteindelijk mortaliteit op (Verdonschot et al., 2007; Ficke et al., 2005).



Figuur 6-6: Algemene biologische effecten op temperatuursverhogingen van vissen; de bovenrange van de temperatuurrange en de fysiologische effecten van vissen van optimale temperatuur tot letale temperatuur (naar Sullivan et al. (2000) en Verdonschot et al., (2007)).

Maximale temperatuur voor vis

In Van der Grinten et al. (2008) wordt een overzicht gegeven van letale temperaturen voor een groot aantal Nederlandse zoetwatervissoorten, gebaseerd op een aantal reviews over de relatie tussen vissen en temperatuur.

De laagste letale temperatuur wordt bepaald door de kwabaal, die niet kan overleven bij temperaturen hoger dan 21-23 °C. Haringachtigen kunnen sterven bij 22°C (Hartholt en Jager, 2004). Benthische soorten, zoals platvissen, worden in het traject van 23-28 °C direct bedreigd met sterfte wanneer ze niet kunnen wegzwemmen (Hartholt en Jager, 2004). Daarnaast zijn er gegevens van een aantal vissoorten waarbij de letale temperatuur rond 25 of 26 °C ligt. Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 graden met maxima bij 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem, snoekbaars (Hartholt en Jager, 2004). Vissen kunnen in de zomermaanden wel enige tijd een zodanig hoge temperatuur verdragen, dat stress optreedt. Echter, een dergelijke periode dient gevolgd te worden door een hersteltijd van ongeveer 3 weken (Iger et al., 1994).

Met een bovengrens van 28°C die nooit overschreden mag worden, wordt voor de meeste soorten sterfte vermeden.

Seizoenstemperaturen in functie van de levenscyclus van vis

Het voorkomen van vis in het Schelde-estuarium wordt voor een groot deel bepaald door temperatuur: de start van migratie voor trekvissen richting paaigebied wordt onder andere bepaald door hogere watertemperaturen (Ellis and Vokoun 2009; Stevens, 2006). Seizoenale migratie van estuariene soorten en mariene migranten vindt alleen plaats wanneer de condities van het estuarium gunstig zijn voor de vis, waaronder ook temperatuur en opgeloste zuurstofconcentraties; temperaturen boven 15°C en opgeloste zuurstofconcentraties onder 5 mg l^{-1} kunnen een waterkwaliteitsbarrière voor migratie vormen (Breine, 2009; Maes et al., 2008)

Het paaien van vissen gebeurt in water met temperaturen waarbij eieren en larven kunnen overleven. Sommige soorten hebben koude watertemperaturen nodig in de winter om tot reproductie te komen, zoals salmoniden (Van der Grinten et al, 2008; Ficke et al., 2007). Ook de paai zelf is vaak afhankelijk van het bereiken van een bepaalde watertemperatuur (Verdonschot et al., 2007; Ficke et al. 2007; Kerkum et al., 2004; Turnpenny en Liney, 2006). Een te hoge watertemperatuur zorgt voor een verminderde paai of het uitblijven van de paai. Voor bepaalde

salmoniden wordt ook de trek terug naar zee bepaald door een temperatuurverandering. Uit de studie van Ostergren (2006) bleek dat zeewaartse migratie geïnitieerd werd door een verhoging van watertemperatuur met 4 tot 6 graden. Ook de stroomafwaartse migratie van vislarven voor deze soorten werd geïnitieerd door een temperatuurverhoging in de lente (Ostergren 2006). Bij te hoge temperaturen kunnen verschuivingen van timing van de trek en andere life-history events optreden (Post et al., 2001).

Een aantal anadrome vissoorten hebben een paaiperiode november t/m januari. Voor deze winterpaaiers mag de temperatuur niet boven de 6-8 °C komen in de maanden december tot en met februari (Van der Grinten et al., 2007). Naast de winterpaaiers is de rest van de vis grofweg op te delen in koude paaiers (paaitemperatuur tussen 14-17 °C , de laagste bovengrens wordt bepaald door de spiering, namelijk 12 °C) en vissen die paaien bij temperaturen boven 20°C. Voor de 'koele paaiers' begint de paaiperiode ook al eerder in het jaar (februari/maart), voor de rest vanaf april, en duurt tot juni/juli. De paaiperiode kan variëren van 2 tot 6 maanden.

6.5.2.6 Exoten

Een verhoogde watertemperatuur in de wintermaanden kan zorgen voor de overleving van thermofiele organismen. Met uitzondering van de virussen, bacteriën en schimmels betreft het organismen die van nature niet thuishoren in Nederland/Vlaanderen (Kerkum et al,. 2004).

Daarnaast zijn er ook verschuivingen mogelijk van soorten die wel inheems zijn. De meeste thermische lozingen in de Schelde vinden benedenstrooms plaats, waardoor organismen zich wellicht verplaatsen met hun temperatuuroptimum mee stroomopwaarts.

Exoten kunnen concurrentieverhoudingen veranderen en kunnen bijdragen aan een verandering van soortensamenstelling. Soorten kunnen verdrongen worden doordat exoten beter gedijen in warmer water of doordat soorten juist koudere plaatsen opzoeken en daar andere soorten verdrijven.

Naast uitheemse fauna/flora kunnen ook uitheemse parasieten en micro-organismen zich handhaven in wateren wanneer de temperatuur ervan stijgt.

6.5.3 Te bepalen parameters

Temperatuur is een maat voor de intensiteit van warmte en wordt gemeten in de eenheid van graden Celsius (°C). Watertemperatuur wordt door vele factoren beïnvloed (Figuur 6-5); een temperatuursverandering heeft altijd een langzaam verloop, door het grote bufferend vermogen van water.

Bijna alle antropogene ingrepen die een effect hebben op de watertemperatuur van de Schelde, leiden tot een stijging. Daarom zal hier voornamelijk gekeken worden naar stijgingen en bovengrenzen. Hoewel een verklarende parameter niet getoetst dient te worden aan bepaalde criteria, worden hier wel streefwaarden meegegeven. Vergelijking met die waarden geeft aan of de temperatuur in een betreffende periode boven een bepaalde waarde ging en dus mogelijk een verklaring kan bieden voor een bepaalde ongewenste evolutie.
De verklarende parameter temperatuur wordt opgebouwd uit de volgende parameters:

Maximum temperatuur
Trends in dagmaxima worden vergeleken. Het dagmaximum overschrijdt best niet 28°C. Bij overschrijding van deze temperatuur kunnen bepaalde functies in het gedrang komen. Het aantal opeenvolgende dagen van overschrijding geldt als maat voor de ernst van het probleem. De maxima worden bepaald uit de gegevens van de vaartochten en de continue sondedata.

Seizoensgemiddelde temperatuur
Trends in seizoensgemiddelde temperatuur worden geanalyseerd en vergeleken met het zesjaarlijks gemiddelde. Het seizoensgemiddelde wordt bepaald in elke Scheldezone (niveau 3).

Naast trendanalyse worden ze getoetst aan volgende criteria:

- Winter (december-februari): seizoensgemiddelde maximaal 8°C
- Lente (maart-mei): seizoensgemiddelde maximaal 15°C
- Zomer (juni-augustus): seizoensgemiddelde maximaal 21.5°C
- Herfst (september-november): seizoensgemiddelde maximaal 17°C

Een overschrijding van deze waarden kan nadelige gevolgen hebben voor het ecosysteem.

Winterminima temperatuur
Winterminima worden geregistreerd. Winterminima zijn nuttig bij het verklaren van gewijzigde densiteiten voor bepaalde organismen (bv exoten) na een strenge of zwakke winter.

Eerste maal 12°
Strenge winters of opwarming van het ecosysteem hebben ook een invloed op de start van het voortplantingsseizoen. De eerste dag dat de watertemperatuur 12°C overschrijdt is hiervoor een goede maat.

6.6 Zoöplankton

6.6.1 Achtergrond

Zoöplankton, als schakel tussen primaire producenten of detritus en hogere trofische niveaus, is een essentiële parameter binnen het ecosysteemfunctioneren. Kort samengevat, vervult het zoöplankton in het pelagiaal een zelfde essentiële rol als het zoöbenthos op de slikken en schorren. Zoöplankton zal daarom niet enkel een verklarende parameter vormen bij de communicatie-indicator **Waterkwaliteit**, maar speelt ook een rol binnen het **Ecologisch functioneren** en **Leefomgeving**. Zoöplankton kent ook een grote (functionele) diversiteit en is daarom opgenomen als toetsparameter bij **Flora & Fauna**. We verwijzen dan ook naar dit hoofdstuk voor alle achtergrondinformatie, rekenparameters en beoordeling

6.7 Chlorofyl a

6.7.1 achtergrond

Chlorofyl a is een goede maat voor de aanwezige algenbiomassa. De hoeveelheid algen op zich is geen goede indicator voor de kwaliteit van het pelagiale ecosysteem. Daarom werd chl a niet als toetsparameter weerhouden binnen Waterkwaliteit, maar wordt met de P_B:B ratio gewerkt. Trends in chlorofyl a kunnen echter wel belangrijke additionele informatie opleveren bij de interpretatie van de algenbloei. Daarom wordt chl a hier als verklarende parameter opgenomen, als maat voor de grootte van de algenbloei.

6.7.2 Effecten van algenbloei op het ecosysteem

De effecten van algenbloei komen reeds uitvoerig aan bod bij de toetsparameters ***Nutriënten*** en ***Algenbloei***.

6.7.3 te bepalen parameters

<u>Chl a concentratie</u>
De concentratie (gemiddelde en maxima) aan chl a wordt maandelijks in het zomerhalfjaar bepaald, per Schelde compartiment (niveau 3). Ruimtelijke en temporele trends worden bestudeerd.

6.8 Verblijftijd

6.8.1 Achtergrond

In tegenstelling tot de andere parameters binnen dit hoofdstuk, welke een biologische of fysico-chemische basis hebben, is verblijftijd een parameter bepaald door de hydro- en morfodynamiek van het estuarium. Verblijftijd kan eenvoudig gedefinieerd worden als de tijd die een deeltje doorbrengt in een systeem. Voor riviersystemen is dit eenvoudig te bepalen door het volume van het systeem te delen door het netto debiet door het systeem. In estuaria gaat deze eenvoudige werkwijze helaas niet op. Ook door de tijwerking worden deeltjes uitgewisseld, waardoor de verblijftijd niet meer eenvoudig volume gedeeld door netto debiet is.

De verblijftijd voor verschillende deeltjes in het estuarium is niet gelijk. In deze methodiek definiëren we verblijftijd als de tijd die een pakketje water nodig heeft om zich te verplaatsen van een bepaald gebied naar een ander gebied. De verblijftijd in een bepaalde zone van het estuarium is afhankelijk van onder andere de tijamplitude, het volume en het netto debiet in die zone.

Soetaert en Herman (1995) hebben voor de 13 meest afwaartse compartimenten van hun MOSES model de verblijftijden bepaald. Hun werkwijze kan gebruikt worden om in het kader van deze evaluatiemethodiek verblijftijden te bepalen. Bovendien zijn binnen LTV andere hydraulische modellen ontwikkeld die in staat zijn om voor elk compartiment van de Schelde adequate verblijftijden te berekenen. Verblijftijden kunnen modelmatig bepaald worden aan de hand van volgende formule:

$$V/(F_{in} – F_{uit}) = T_{verblijf} - T_{getij}$$

Waarbij:
V = watervolume in de beschouwde zone
F_{in} = waterflux in de zone (m^3/s)
F_{uit} = waterflux uit het gebied (m^3/s)
$T_{verblijf}$ = verblijftijd in de beschouwde zone
T_{getij} = verblijftijd van het getij in de beschouwde zone

Verblijftijden kunnen ook ingeschat worden via het eenvoudige quotiënt van volume en netto debiet, waarbij dan een correctie wordt uitgevoerd voor het estuariene menggedrag. Dit laatste kan benaderd worden aan de hand van de saliniteitsgradiënt die een resultante is van de estuariene menging. Dit geeft volgende formule:

$$T_{verblijf} = V/F * (S_0-S)/S_0$$

Waarbij:
V = watervolume in de beschouwde zone
F = netto (zoet)waterflux in de zone (m^3/s)
$T_{verblijf}$ = verblijftijd in de beschouwde zone
S = zoutgehalte in de beschouwde zone
S_0 = zoutgehalte aan de monding

6.8.2 Belang van verblijftijd

De verblijftijd is voor tal van ecologische processen van groot belang. Verblijftijd bepaalt de verversing van de waterkolom. Bij een korte verblijftijd wordt de waterkolom snel ververst. Dit betekent dat nutriënten snel worden aangevuld waardoor er minder snel depletie zal optreden. Afbraakproducten worden snel afgevoerd zodat er minder ongewenste effecten zullen optreden. Bij een korte verblijftijd zal er bijvoorbeeld onvoldoende tijd zijn om een grote organische koolstofvracht volledig te mineraliseren; bij een lange verblijftijd kan dit wel, met mogelijke zuurstofproblemen tot gevolg.

Bij een lange verblijftijd, in combinatie met beperkte menging, kunnen naast zwevende stof ook voedingsstoffen en organismen uitzakken, en zo de pelagiale kwaliteit beïnvloeden. Door de uitzakking kan in zones met een langere verblijftijd de rol van bodemdieren een grotere rol spelen.

Een grotere verblijftijd voor water, leidt ook tot een grotere verblijftijd voor bepaalde organismen in die waterkolom die zich niet snel genoeg actief kunnen verplaatsen. Een lange verblijftijd kan leiden tot hoge densiteiten aan fytoplankton (zolang er voldoende nutriënten zijn). Ook zoöplankton kan hoge dichtheden bereiken omdat dit zoöplankton langer de tijd heeft gekregen om zich te vermenigvuldigen.

Zeer korte verblijftijden kunnen zorgen voor uitspoeling van de fyto- en zoöplanktongemeenschap, en bijgevolg voor een ontsporing van de pelagiale waterkwaliteit. Bij korte verblijftijden is ook de tijd voor biochemische processen en interacties met slik- of schorgebieden korter. Processen zoals nitrificatie en denitrificatie zullen minder sterk plaatsvinden.

Ook vanuit hydro- en morfodynamiek is verblijftijd een belangrijk gegeven, met name voor sedimentatieprocessen en de slibtransport.

Verblijftijd heeft van nature een zekere fluctuatie: de afvoerdebieten variëren immers met de seizoenen. Bovendien is het niet evident om de ideale, minimale en maximale verblijftijd te bepalen. Daarom zijn geen criteria vastgelegd voor verblijftijd, maar wordt deze parameter als toegevoegd als belangrijke verklarende parameter. Trends in verblijftijd zullen bijdragen in het inzicht in verschillende toetsparameters.

De verblijftijd wordt sterk door de mens beïnvloed. Verblijftijd is afhankelijke van de tijamplitude, het volume en het netto debiet. Alle drie zijn door menselijke ingrepen gewijzigd. Tijamplitude en volume zijn beïnvloed door grote ingrepen zoals inpolderingen en baggerwerken. Veranderingen in het netto debiet spelen vooral in de opwaartse delen van het estuarium een belangrijke rol. Dit debiet wordt in belangrijke mate beïnvloed door maatregelen in het bekken: versneld afvoeren van regenwater versus waterretentie in wachtbekkens. De belangrijkste impact op de verblijftijd vormt wellicht het sluisbeheer. Grote hoeveelheden zoetwater worden vanuit de Bovenschelde omgeleid om kanalen te voeden. In de zomer kan hierdoor het zoetwaterdebiet dat het estuarium te Gent bereikt, kortstondig tot nul herleid worden. Zelfs negatieve debieten werden geregistreerd: water uit het estuarium voedt dan de Gentse binnenwateren.

6.8.3 Te bepalen parameters

Verblijftijd

Verblijftijd wordt per Scheldezone (niveau 3) berekend, per maand. In het zoete deel van het estuarium wordt de verblijftijd in het zomerhalfjaar twee maal per maand bepaald. Deze zone is immers gevoelig aan sterke schommelingen in verblijftijd.

De bepaling gebeurt best modelmatig. Diverse modellen bestaan hiervoor. De verblijftijd kan ook berekend worden aan de hand van de formule vermeld onder 6.8.1, gebruik makend van saliniteit gegevens.

Trends in verblijftijd worden opgesteld. Minima en maxima worden geanalyseerd, evenals schommelingen in de verblijftijd.

6.9 Zuurtegraad (pH)

6.9.1 Achtergrond

De pH of zuurtegraad van het water wordt beïnvloed door verschillende ecologische processen, en beïnvloedt zelf tal van processen. Aangezien pH standaard wordt gemeten in zowel Westerschelde als Zeeschelde, kan deze data eenvoudig toegevoegd worden als verklarende parameter.

6.9.2 Te bepalen parameters

Per Schelde compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde worden maandelijkse trends in pH geanalyseerd. Voor de Westerschelde volstaat een analyse per Schelde zone (niveau 3).

7 Literatuur

Adriaensen, F.; Van Damme, S.; Van den Bergh, E.; Van Hove, D.; Brys, R.; Cox, T.; Jacobs, S.; Konings, P.; Maes, J.; Maris, T.; Mertens, W.; Nachtergale, L.; Struyf, E.; Van Braeckel, A.; Meire, P. (2005), 'Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium', Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05-R82, Antwerpen. 252 pp. + annexes. Studie uitgevoerd in samenwerking met Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie)

Anoniem, 2013. Nota evaluatie van de evaluatiemethodiek T2009 rapportage schelde estuarium. IMDC, ARCADIS, Universiteit Antwerpen, IMARES, NIOZ.

Anon, 2008. Beheer en ontwikkelingplan voor de rijkswateren 2010-2015. Ontwerp.

Appeltans, W.; Tackx, M.; Van Damme, S.; Hannouti, A.; Soetaert, K.; Fiers, F.; Daro, N.; Meire, P. (2003), 'Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium The Netherlands): The distribution of Eurytemora affinis: effect of oxygen? ', Journal of Plankton Research 11: 1441-1445.

Barber, R. T., and M. R. Hiscock (2006), A rising tide lifts all phytoplankton: Growth response of other phytoplankton taxa in diatom-dominated blooms, Global Biogeochem. Cycles, 20, GB4S03, doi:10.1029/2006GB002726

Batiuk, R.A.; Breitburg, D.L.; Diaz, R.J.; Cronin, T.M.; Secor D.H.; and Thursby, G. (2009), 'Derivation of Habitat-Specific Dissolved Oxygen Criteria for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries', Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 381: 204-215.

Billen, G.; Garnier, J. & Rousseau, V. (2005), 'Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years', Hydrobiologia 540, 47-67.

Billen, G. & Garnier, J. (2007) River basin nutrient delivery to the coastl sea: Assessing its potential to sustain new production of non-silicious algae. Marine Chemistr 106: 148-160.

Breine, J., 2009. Proefschrift: Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde. KU Leuven, INBO.

Brett, J.R., 1970. Fishes, functional responses. In: kinne, O. Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in aceans and coastal waters. Vol. 1: Environmental factors, part 1: 516-560. Wiley, New York.

Brett, J.R., 1971. Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (Oncorhynchus nerka). Am Zool 11:99–113

Chorus, I., 2005. Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency (Umweltbundesambt), Dessau.117 pp.

Cox, T. (2008), 'Zuurstof en primaire productie in de zoete Zeeschelde', PhD thesis, Universiteit Antwerpen.

Cox, T. J. S.; Maris, T.; Soetaert, K.; Conley, D. J.; Van Damme, S.; Meire, P.; Middelburg, J. J.; Vos, M. & Struyf, E. (2009), 'A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study', Biogeosciences 6(12), 2935--2948.

Dauvin, J.-C., Fisso, C., Garnier, J., Lafite, R., Ruellet, T., Billen, G., Deloffre, J. & Verney, R., 2007. A report card and quality indicators for the Seine estuary : From scientific approach to operational tool. ,Marine pollution bulletin 57:187-201

Dauvin, J.-C. & Ruellet, T. (2009), 'The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?', Marine pollution bulletin 59(1-3):38-47.

Dean, T.L. & Richardson, J. (1999), 'Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen', New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 33: 99-106.

De Deckere, E.M.G.T., W. De Cooman, M. Florus & M.P. Devroede-Vanderlinden, 2000. Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens Triade. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, 2de herziene druk, Brussel.

De Jonge M., Dardenne F., Blust R. & Bervoets L. 2012. Haalbaarheidsstudie biotanormen voor gevaarlijke stoffen: Onderbouwing meetstrategie voor de toetsing van biotanormen. Universiteit Antwerpen in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), Antwerpen, België.

De Jonge M., Belpaire C., Verhaert V., Dardenne F., Blust R. en Bervoets L. 2014. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België.

Depreiter D., Cleveringa J., Laan van der T., Maris T., Ysebaert T., Wijnhoven S. 2013. T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, ARCADIS, Universiteit Antwerpen, IMARES, NIOZ.

Devlin, M.; Painting, S.; Best, M. (2007), 'Setting nutrient thresholds to support an ecological assessment based on nutrient enrichment, potential primary production and undesirable disturbance' , Marine Pollution Bulletin 55:65–73

Dugdale, R.C., Goering, J.J. (1967). Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary production. Limnology and Oceanography 12: 196-206.

Dugdale, R.C., Wilkerson, F.P. (1986). The use of 15N to measure nitrogen uptake in eutrophic oceans; experimental considerations. Limnology and Oceanography 31: 673-689.

Dugdale, R.C., Wilkerson, F.P., Morel, A. (1990). Realization of new production in coastal upwelling areas: a means to compare relative performances. Limnology and Oceanography 35: 822-829.

Ellis, D., Vokoun, J.C., 2009. Earlier Spring Warming of Coastal Streams and Implications for Alewife Migration Timing. North American Journal of Fisheries Management, 29:1584–1589.

Europese Commissie (EC), 2006. Richtlijn 2006/44/EG van het Europees Parlement en de Raad van 6 september 2006 betreffende de kwaliteit van zoet water dat bescherming of verbetering behoeft teneinde geschikt te zijn voor het leven van vissen, Pb. L 264, 25.9.2006, p. 20-31.

Europese Commissie (EC), 2008. Richtlijn 2008/105/EG van het Europees parlement en de raad van 16 december 2008 inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid tot wijziging en vervolgens intrekking van de Richtlijnen 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG en 86/280/EEG van de Raad, en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG. Publicatieblad van de Europese Unie Nr. L348/84, 24.12.2008.

European Commission (EC), 2011. Guidance document No. 27 for deriving environmental quality standards under the Water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive Technical Report-2011-055.

Europese Commissie (EC), 2013. Richtlijn 2013/39/EU van het Europees parlement en de raad van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritaire stoffen op gebied van het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie Nr. L226/1, 24.8.2013.

Evers, N., 2006. Getalswaarden bij de Goede ecologische Toestand voor oppervlaktewater voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen temperatuur, zuurgraad, doorzicht, zoutgehalte en zuurstof. STOWA, ISBN nummer 90.5773.347.1

Field, C.B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T., Falkowski, P. (1998). Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. Science 281: 237-240.

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, LJ., 2005. Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. WWF

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, L.J., 2007.Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. Review of fish biology and fisheries, 17:581–613.

Genner, M.J., Halliday, N.C., Simpson, S.D., Hawkins, S.J., Southward, A.J., Sims, D.W., 2010. Temperature-driven phenological changes within a marine larval fish assemblage. Journal of Plankton Research, 699-708.

Gray J.S.; Wu R.S. & Y.Y Or. (2002), 'Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment', Marine Ecology Progress Series 238: 249-279.

Hartholt. J.G., en Jager, Z., 2004. Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu. . Rapport in opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. RIZA rapport 2004.043.

Hofmann, A. F.; Soetaert, K. & Middelburg, J. J. (2008), 'Present nitrogen and carbon dynamics in the Scheldt estuary using a novel 1-D model', Biogeosciences 5(4), 981-1006.

Iger, Y., Jenner, H.A., Wendelaar, Bonga, S.E., 1994. Cellular responses in the skin of the trout (Oncorhynchus mykiss) exposed to temperature elevation. Journal for fish biology 44:921-935.

Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T. & Meire, P. 2008. Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. Estuarine, Coastal and Shelf Science 80: 42-52.

Kerkum, L.C.M., Bij de Vaate, A., Bijstra, D., De Jong, S.P., Jenner, H.A., 2004. Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. Rapport in opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. RIZA rapport 2004.033. ISBN 9026956919.

Kinne, O., 1970. Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in aceans and coastal waters. Vol. 1: Environmental factors, part 1: 516-560. Wiley, New York.

Kirk J. T. O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. (1994) Cambridge: Cambridge University Press

Krieg H.-J. (2005), 'Die entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes zur bewertung des ökologischen zustands der tideelbe von Geesthacht bis zur seegrenze', ARGE ELBE – FHH/BSU – WG Elbe, 42pp.

Kromkamp, J.; Peene, J.; Van Rijswijk, P.; Sandee, A.; Goosen, N. (1995). Nutrients, light and primary production by phytoplankton and microphytobenthos in the eutrophic, turbid Westerschelde estuary (The Netherlands) Hydrobiologia 311(1-3): 9-19

Küttel, S., Peter, A., Wüest, A., 2002. Rhône revitalisierung. Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer.
Lancelot, C., Rousseau, V. & Gypens, N., 2009. Ecologically based indicators for Phaecystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. Journal of Sea Research, 61: 44-49.

Lionard, M.; Muylaert, K.; van Gansbeke, D.; Vyverman, W. (2005). Influence of changes in salinity and light intensity on growth of phytoplankton communities from the Schelde river and estuary (Belgium/The Netherlands) Hydrobiologia 540(1-3)

Maes. J., Stevens, M., Breine, J., 2008. Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad Alosa fallax fallax (Lace´pe`de, 1803) in the watershed of river Scheldt. Hydrobiologia (2008) 602:129–143.

Maris, T.; Cox, T.; Van Damme, S.; Meire, P. (Red.) (2010) Onderzoek naar de gevolgen van het sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2008-2009. 010-R124 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Maris, T.; Van Damme, S.; Meire, P. (Red.) (2003) Onderzoek naar de gevolgen van het sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2002. 03-R59 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Markarian, R. K. 1980. A study of the relationship between aquatic insect growth and water temperature in a small stream. Hydrobiologia 75:81-95.

Meire, P. & Maris, T. (2008), MONEOS, Geïntegreerde systeemmonitoring van het schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Ostergren, J., 2006. Migration and Genetic Structure of Salmo salar and Salmo trutta in Northern Swedish Rivers. Proefschrift Universiteit Umea.

Paterson, D.M. (1989). Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipelic diatoms. Limnology and Oceanography 34: 223-234.

Pemberton, S.G. & WightmanD.M. (2010), 'Ichnological characteristics of brakisg water deposits', Applications of Ichnology to Petroleum Exploration 141-167

Pena, M. A.; Katsev, S.; Oguz, T. & Gilbert, D. (2010), 'Modeling dissolved oxygen dynamics and hypoxia', BIOGEOSCIENCES 7(3), 933-957.

Platt, T., Fuentes-Yaco, Frank K.T., 2003. Spring algal bloom and larval fish survival. Nature 423, 398−399.

Post, E., Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C., Callaghan, T.V., 2001.The timing of life-history events in a changing climate. Proc. R. Soc. Lond. B 2001 268, 15-23

Resende, P., U. Azeiteiro & M. J. Pereira, 2005. Diatom ecological preferences in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Western Portugal). Hydrobiologia 544: 77–88.

Roussel, J. M. 2007. Carry-over effects in brown trout (*Salmo trutta*): Hypoxia on embryos impairs predator avoidance by alevins in experimental channels. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64:786-792.

Sautour, B. & Castel, C. (1995), 'Comparative sopring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries', Hydrobiologia 311:139-151.

Scheffer, M. (1998) Ecology of shallow lakes. Population and community biology series 22

Soetaert, K. & Herman, P. (1995b), 'Estimating estuarine residence times in the Westerschelde (The Netherlands) using a box model with fixed dispersion coefficients', Hydrobiologia(311), 215-224.

Stevens, M., 2006. Proefschrift: Intertidal and basin-wide habitat use of fishes in the Scheldt estuary. KU Leuven.
Struyf, E., Temmerman, S. & Meire, P. 2007. Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary) Biogeochemistry, 82:41-53
.
Struyf, E., Van Damme, S. & Meire, P. 2004. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). Estuarine Coastal and Shelf Science 60: 649-661

Sullivan, K., Martin, D.J., Cardwell, R.D., Toll, J.E., Duke, S., 2000. An analysis of the effects if temperature on salmonids of the Pacific Northwest with implications for selecting temperature criteria.

Turnpenny, A.W.H., Liney, K.E., 2006. Review and development of temperature standards for marine and freshwater environments

Underwood, G.J.C., Kromkamp, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. Advances in Ecological Research 29: 93-153.

Underwood, G.J.C., Paterson, D.M. (2003). The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelic diatoms. Advances in Botanical Research 40: 183-240.

Van der Grinten, E., Van Herpen, F.C.J., VanWijnen, H.J., Evers, C.H.M., Wuijts, S., Verweij, W., 2008. Afleiding maximum temperatuurnorm goede ecologische toestand (GET) voor Nederlandse grote rivieren. RIVM rapport 6078000054.

Verdonschot, R.C.M., De Lange, H.J.M;, Verdonschot, P.F.M., Besse, A., 2007. Klimaatverandering en aquatische diversiteit; een literatuurstudienaar temperatuur. Alterra-rapport 1451, ISSN 1566-7197.

Vlaamse Regering, 2012. Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende vastelling van het Vlaamse reglement betreffende de milieuvergunning (VLAREM), zoals gewijzigd bij besluit van 17 juli 2000. Belgisch Staatsblad, Brussel, België.

VLIZ. 2010. Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium. IDO-Schelde. Eindrapport. Vlaams Instituut voor de Zee: Oostende, Belgium. 129 pp.

Vos, M. & Wolff, W.J. 2001. Ontwerp-ecotopenstelsel voor brakke Rijkswateren. Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Groningen.

Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt, Zoologische Verhandelingen 126, Leiden, The Netherlands (1973) 242 pp..

Winder and Schindler, 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic system. Ecology, 85(5):2100-2106.

Bijlage 1: BOD en NOD berekeningen

(naar Maris et al., 2010)

NOD

De stikstofzuurstofvraag kan op twee manieren bepaald worden: hetzij via metingen van de zuurstofvraag in een BOD experiment, hetzij uitgaande van de concentraties aan ammonium en nitriet.

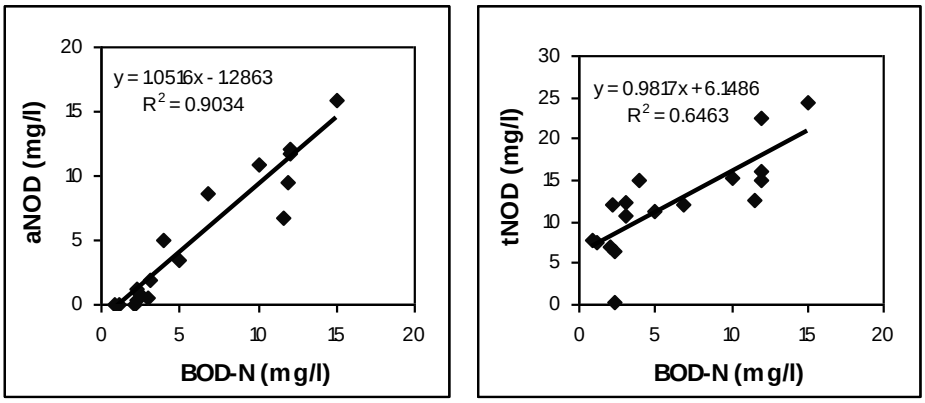
De biochemische zuurstofvraag (BOD) is een parameter die gemakkelijk gemeten kan worden maar waarvan de interpretatie niet altijd eenvoudig is. In klassieke BOD-meting geeft een maat voor de totale zuurstofvraag in het water, en wordt bepaald door een waterstaal gedurende 5 dagen donker te incuberen bij 20°C. De verbruikte zuurstof gedurende deze periode, is een maat voor de aanwezige hoeveelheid biologisch afbreekbaar materiaal en de hoeveelheid nitrificeerbare stikstof. Niet alle fracties breken echter even snel af, en deze afbraak is mede afhankelijk van de reeds aanwezige microbiële populaties in het Scheldewater, wat interpretatie moeilijker maakt.

Mineralisatie van de nutriënten en nitrificatie van alle NH_4^+ zijn de belangrijkste zuurstofconsumerende processen. Experimenten met nitrificatieremmers (BOD N-serve) in het BOD-staal, laten toe de zuurstofvraag voor nitrificatie te onderscheiden van andere processen.

De zuurstofvraag voor nitrificatie (gedurende 5 dagen bij 20°C) (BOD-N) wordt experimenteel bepaald door data voor BOD zonder nitrificatie (door toevoegen van een nitrificatieremmer aan het BOD staal) af te trekken van BOD data. De zuurstofvraag voor nitrificatie kan ook berekend worden uitgaande van alle stikstofcomponenten aanwezig in het water. De anorganische stikstof-zuurstofvraag (aNOD) is uitgaande van het aanwezige NH_4^+ en NO_2^- en de zuurstof vereist om deze te oxideren tot NO_3^- volgens de formule:

$$aNOD\ (mg/l) = 4.33\ [NH_4^+\text{-}N] + 16/14\ [NO_2^-\text{-}N]$$

waarbij nutriëntconcentraties in mg/l worden gehanteerd. Figuur 0-1 toont voor de zomermaanden (juli-augustus-september, periode 1996-2002)) een goede correlatie tussen de experimenteel bepaalde BOD-N en de berekende aNOD te Dendermonde. Het verschil tussen de gemeten BOD5 en de berekende aNOD geeft de BOD-C: de biologische zuurstofvraag voor de afbraak van de koolstofverbindingen. De goede correlatie die tussen BOD-N en aNOD wordt gevonden in de zomermaanden te Dendermonde, bestaat ook voor de andere stations in het zoete, behalve voor de twee meest opwaartse stations. Te Melle en Wetteren is de correlatie zoek (data niet weergegeven). Misschien is tijdens de zomermaanden de populatie nitrificeerders hier nog niet op peil. In de Bovenschelde wordt ook geen goede correlatie gevonden.



Figuur 0-1: Correlaties tussen BOD-N (biologische zuurstofvraag voor nitrificatie) en aNOD (berekende anorganische stikstof-zuurstofvraag) en BOD-N en tNOD (berekende totale stikstof-zuurstofvraag) voor de zomermaanden (juli-aug-sept) te Dendermonde.

Voor de andere seizoenen geeft de correlatie geen goede resultaten. Enkel voor de zomermaanden vinden we een overeenkomst tussen de berekende aNOD en de gemeten BOD-N, in de wintermaanden is dit verband vaak zoek. De verklaring is logisch: nitrificerende bacteriën groeien traag en zijn sterk afhankelijk van temperatuur. Enkel in de zomermaanden is een actieve populatie aanwezig. In de andere seizoenen is deze populatie wellicht minder of niet actief aanwezig. Bij incubatie bij 20°C gedurende 5 dagen tijdens de BOD5-meting, is het bijgevolg niet duidelijk welke de invloed van nitrificerende bacteriën zal zijn op de zuurstofvraag. In wintermaanden liggen de gemeten BOD5 en BOD N-serve waarden vaak zeer dicht bij elkaar, wat geenszins wijst op afwezigheid van ammonium voor een stikstof-zuurstofvraag, maar wel op de afwezigheid van nitrificeerders.

Naast anorganische stikstof, zal ook de organische stikstof zuurstof onttrekken aan de waterkolom bij mineralisatie en nitrificatie. De som van deze zuurstofvraag en de aNOD is de totale stikstof-zuurstofvraag (tNOD). De correlatie tussen BOD-N en tNOD is echter minder goed dan tussen BOD-N en aNOD. Blijkbaar wordt gedurende de 5 dagen van de BOD5-meting in hoofdzaak alle anorganische stikstof genitrificeerd, en speelt de mineralisatie van de organische fractie een beperkte rol gedurende de duur van de BOD5-meting. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en aNOD (1.29 mg/l) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag ten gevolge van afbraak van de organische stikstoffractie. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en tNOD (6.15 mg/l) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag van de organische stikstoffractie die nog niet werd afgebroken gedurende de 5 dagen van de BOD5-metingen. Samen vormen deze termen een maat voor de gemiddelde totale organische stikstofzuurstofvraag.

De kennis over beide fracties organische stikstof is nog zeer beperkt. Criteria voor deze stikstoffracties zijn daarom nog niet voorhanden. Zolang de kennis hieromtrent ontbreekt, kan de fastNOD benaderd worden door de aNOD. De snelafbrekende organische stikstoffractie wordt hierbij verwaarloosd.

Evaluatie van de slowNOD, op basis van fractie traag afbreekbare organische stikstof, wordt ook uitgesteld tot meer kennis voorhanden is.

<u>BOD-C</u>
Ook hier zijn twee berekeningswijzen mogelijk. Via toedienen van een nitrificatieremmer aan het BOD staal kan de zuurstofvraag voor mineralisatie van de koolstoffractie bepaald worden (BOD-C), omdat de zuurstofvraag voor nitrificatie wordt geïnhibeerd. Deze methode is toepasbaar in alle seizoenen en wordt daarom voor deze indicator voorgesteld.

Een tweede methode bestaat erin de BOD te bepalen zonder nitrificatieremmer, waardoor de zuurstofvraag voor nitrificatie mee vervat zit in het resultaat. Deze stikstofzuurstofvraag kan dan, aan de hand van de berekening van aNOD afgetrokken worden van de BOD meting. Wat rest is de zuurstofvraag voor mineralisatie van de koolstof: de BOD-C. Deze methode is enkel toepasbaar in de zomer, omdat dan de nitrificerende bactiëren actief zijn. Aanbevolen wordt om, aanvullend, deze methode in de zomer toe te passen omdat uit de metingen extra info kan bekomen worden over de diverse fracties.

Bij zeer lage BOD meetresultaten wordt de nauwkeurigheid van de metingen twijfelachtig. Het nut van deze methode dient dan geëvalueerd te worden.

Bijlage 2: Tabel met MKN voor de verschillende Scheldezones

Milieukwaliteitsnormen voor milieugevaarlijke stoffen in de verschillende Scheldezones. Met uitzondering van de metalen worden de in deze tabel opgenomen milieukwaliteitsnormen uitgedrukt als totale concentratie in het volledige watermonster. Voor metalen hebben de milieukwaliteitsnormen betrekking op de opgeloste concentratie. Dat is de opgeloste fase van een watermonster die wordt verkregen door filtratie over een filter van 0,45 µm of een gelijkwaardige voorbehandeling. De MKN voor Cd houdt rekening met de waterhardheid (uitgedrukt in mg CaCO3 L-1) (Vlaamse Regering, 2012).

De milieukwaliteitsnormen voor de gevaarlijke stoffen, waarvoor in de laatste kolom de vermelding “PS”, “PGS” of “VS” is opgenomen, zijn bepalend voor het rapporteren van de beoordeling van de chemische toestand aan de Europese Unie

(1) *Deze parameter is de milieukwaliteitsnorm uitgedrukt als jaargemiddelde (JG-MKN). Tenzij anders is aangegeven, is hij van toepassing op de totale concentratie van alle isomeren.*

(2) *Deze parameter is de milieukwaliteitsnorm uitgedrukt als maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN). Als voor de MAC-MKN “niet van toepassing” wordt aangegeven, worden de JG-MKN-waarden verondersteld bescherming te bieden tegen kortdurende verontreinigingspieken in continue lozingen, aangezien die aanzienlijk lager zijn dan de op basis van de acute toxiciteit afgeleide waarden.*

(3) *Voor de groep prioritaire stoffen die vallen onder gebromeerde difenylethers, wordt alleen voor de congeneren nummer 28, 47, 99, 100, 153 en 154 een milieukwaliteitsnorm vastgesteld.*

(4) *Met uitzondering van de metalen worden de in dit artikel vastgestelde milieukwaliteitsnormen uitgedrukt als totale concentratie in het volledige watermonster. Voor metalen hebben de milieukwaliteitsnormen betrekking op de opgeloste concentratie. Dat is de opgeloste fase van een watermonster die wordt verkregen door filtratie over een filter van 0,45 µm of een gelijkwaardige voorbehandeling.*

		Zoete zone korte verblijftijd Zoete zone lange verblijftijd		**Oligohaliene zone Zone met sterke sal. gradiënt**		**Mesohalien - zwak polyhalien sterk polyhalien**		
Parameter (4)	**Eenheid**	Milieukwal.-norm gemidd. (JG-MKN) (1)	Milieukwal.-norm max (MAC-MKN) (2)	Milieukwal.-norm gemidd. (JG-MKN) (1)	Milieukwal.-norm max (MAC-MKN) (2)	Milieukwal.-norm gemidd. (JG-MKN) (1)	Milieukwal.-norm max. (MAC-MKN) (2)	**Europese Context**
gevaarlijke stoffen: organische stoffen								
aldrin dieldrin endrin isodrin	µg/l	∑= 0,01	n.v.t.	∑= 0,005	n.v.t.	∑= 0,005	n.v.t.	VS
2-amino-4-chloorfenol	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	
azinfos-ethyl	µg/l	0,01	0,1	0,01	0,1	0,00011	0,0011	
azinfos-methyl	µg/l	0,002	0,01	0,002	0,01	0,014	0,0028	
benzeen	µg/l	10	50	8	50	8	50	PS
benzidine	µg/l	0,6	6	0,6	6	0,6	6	
alfa-chloortolueen (benzylchloride)	µg/l	1	10	1	10	310	310	
alfa-alfa-dichloortolueen (benzalchloride)	µg/l	5	n.v.t.	5	n.v.t.	5	n.v.t.	
difenyl	µg/l	2	10	2	10	2	n.v.t.	
koolstoftetrachloride	µg/l	12	n.v.t.	12	n.v.t.	12	n.v.t.	VS
Trichlooracetaldehyde-hydraat	µg/l	500	5000	500	5000	500	5000	

cis-chloordaan trans-chloordaan	µg/l	∑= 0,002	∑= 0,04	∑= 0,002	∑= 0,04	∑= 0,002	∑= 0,04	
chloorazijnzuur	µg/l	0,6	3	0,6	3	0,6	3	
o-chlooraniline m-chlooraniline p-chlooraniline	µg/l	∑= 1	∑= 5	∑= 1	∑= 5	∑= 1	∑= 5	
chloorbenzeen	µg/l	6	40	6	40	6	40	
1-chloor-2,4-dinitrobenzeen	µg/l	5	20	5	20	0,54	0,54	
2-chloorethanol	µg/l	30	300	30	300	155	155	
chloroform	µg/l	2,5	n.v.t.	2,5	n.v.t.	2,5	n.v.t.	PS
4-chloor-3-methylfenol	µg/l	9	90	9	90	0,64	6,4	
1-chloornaftaleen 2-chloornaftaleen	µg/l	∑= 1	∑= 40	∑= 1	∑= 40	∑= 1	∑= 40	
4-chloor-2-nitroaniline	µg/l	2	20	2	20	2	20	
1-chloor-2-nitrobenzeen 1-chloor-3-nitrobenzeen 1-chloor-4-nitrobenzeen	µg/l	∑= 3	∑= 60	∑= 3	∑= 60	∑= 29	∑= 29	
chloornitrotoluenen	µg/l	∑= 3	∑= 40	∑= 3	∑= 40	∑= 16	∑= 16	
2-chloorfenol 3-chloorfenol 4-chloorfenol	µg/l	∑= 20	∑= 120	∑= 20	∑= 120	3,5 0,4 3,2	11 40 18	
2-chloor-1,3-butadieen	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	1,9	n.v.t.	
3-chloorpropeen	µg/l	3	30	3	30	0,034	0,34	
2-chloortolueen 3-chloortolueen 4-chloortolueen	µg/l	∑= 3	∑= 200	∑= 3	∑= 200	∑= 3	∑= 200	
2-chloor-para-toluidine chloortoluidinen (andere dan 2-chloor-para-toluïdine)	µg/l	∑= 8	∑= 60	∑= 8	∑= 60	∑= 8	∑= 60	
cumafos	µg/l	0,001	0,01	0,001	0,01	0,0007	0,0007	
2,4,6-trichloor-1,3,5-triazine	µg/l	0,1	n.v.t.	0,1	n.v.t.	0,1	n.v.t.	
(2,4-dichloorfenoxy)azijn-zuur (2,4-D)	µg/l	20	200	20	200	20	200	
p,p'-DDT o,p'-DDT p,p'-DDD p,p'-DDE	µg/l	∑= 0,025	n.v.t.	∑= 0,025	n.v.t.	∑= 0,025	n.v.t.	VS
p,p'-DDT	µg/l	0,01	n.v.t.	0,01	n.v.t.	0,01	n.v.t.	VS
demeton	µg/l	0,05	0,5	0,05	0,5	0,001	0,001	
1,2-dibroomethaan	µg/l	50	500	50	500	0,0033	n.v.t.	
dibutyltindichloride dibutyltinoxide dibutyltinzouten	µg Sn/l	∑= 0,08	∑= 0,7	∑= 0,08	∑= 0,7	∑= 0,08	∑= 0,7	
2,3-dichlooraniline 2,4-dichlooraniline 2,5-dichlooraniline 2,6-dichlooraniline 3,5-dichlooraniline 3,4-dichlooraniline	µg/l	∑= 0,2	∑= 0,6	∑= 0,2	∑= 0,6	∑= 0,2	∑= 0,6	
1,2-dichloorbenzeen 1,3-dichloorbenzeen 1,4-dichloorbenzeen	µg/l	∑= 20	∑= 70	∑= 20	∑= 70	3 3 3	3 3 3	
dichloorbenzidines	µg/l	0,5	5	0,5	5	0,000052	n.v.t.	
bis-(2-chloorisopropyl)-ether	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	
1,1-dichloorethaan	µg/l	100	8000	100	8000	700	n.v.t.	
1,2-dichloorethaan (EDC)	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	PS
1,1-dichlooretheen	µg/l	50	500	50	500	0,9	9	
1,2-dichlooretheen, cis 1,2-dichlooretheen, trans	µg/l	∑= 10	∑= 100	∑= 10	∑= 100	0,68	n.v.t.	

dichloormethaan	µg/l	20	n.v.t.	20	n.v.t.	20	n.v.t.	PS
dichloornitrobenzenen	µg/l	3	60	3	60	1,4	1,4	
2,4-dichloorfenol	µg/l	20	200	20	200	0,16	7	
1,2-dichloorpropaan	µg/l	400	1000	400	1000	28	130	
1,3-dichloor-2-propanol	µg/l	100	2000	100	2000	geen MKN beschikbaar	geen MKN beschikbaar	
1,3-dichloorpropeen, cis 1,3-dichloorpropeen, trans	µg/l	∑= 2	∑= 20	∑= 2	∑= 20	0,018	5,1	
2,3-dichloorpropeen	µg/l	2	20	2	20	8	n.v.t.	
dichlorprop	µg/l	20	200	20	200	geen MKN beschikbaar	geen MKN beschikbaar	
dichloorvos	µg/l	0,0007	0,007	0,0007	0,007	0,00006	0,00007	
diethylamine	µg/l	30	200	30	200	20	n.v.t.	
dimethoaat	µg/l	0,02	0,2	0,02	0,2	0,07	0,7	
dimethylamine	µg/l	6	80	6	80	7,5	n.v.t.	
disulfoton	µg/l	0,01	0,07	0,01	0,07	0,082	n.v.t.	
α-endosulfan β-endosulfan	µg/l	∑= 0,005	∑= 0,01	∑= 0,0005	∑= 0,004	∑= 0,0005	∑= 0,004	PGS
1-chloor-2,3-epoxypropaan (epichloorhydrine)	µg/l	10	100	10	100	0,065	n.v.t.	
ethylbenzeen	µg/l	5	50	5	50	370	n.v.t.	
fenitrothion	µg/l	0,0009	0,002	0,0009	0,002	0,009	n.v.t.	
fenthion	µg/l	0,0002	0,002	0,0002	0,002	0,003	n.v.t.	
heptachloor heptachloorepoxide	µg/l	∑= 0,009	∑= 0,09	∑= 0,009	∑= 0,09	0,0005 0,0005	n.v.t. n.v.t.	
hexachloorbenzeen (HCB)	µg/l	0,01	0,05	0,01	0,05	0,01	0,05	PGS
hexachloorbutadieen (HCBD)	µg/l	0,1	0,6	0,1	0,6	0,1	0,6	PGS
α-hexachloorcyclohexaan (α-HCH), β-hexachloorcyclohexaan (β-HCH) γ-hexachloorcyclohexaan (γ-HCH) δ-hexachloorcyclohexaan (δ-HCH)	µg/l	∑= 0,02	∑= 0,04	∑= 0,002	∑= 0,02	∑= 0,002	∑= 0,02	PGS
hexachloorethaan	µg/l	3	80	3	80	0,067	0,28	
isopropylbenzeen	µg/l	1	10	1	10	2,2	2,2	
linuron	µg/l	0,3	0,7	0,3	0,7	0,25	n.v.t.	
malathion	µg/l	0,0008	0,003	0,0008	0,003	0,013	n.v.t.	
MCPA	µg/l	0,7	20	0,7	20	0,14	1,5	
mecoprop (MCPP)	µg/l	10	40	10	40	1,8	16	
methamidofos	µg/l	0,3	3	0,3	3	0,016	n.v.t.	
mevinfos	µg/l	0,002	0,02	0,002	0,02	0,000017	0,0017	
monolinuron	µg/l	0,3	10	0,3	10	enkel MKN voor zoetwater (0.15)	enkel MKN voor zoetwater (0.15)	
omethoaat	µg/l	0,02	0,2	0,02	0,2	1,2	n.v.t.	
oxydemeton-methyl	µg/l	0,4	4	0,4	4			
benzo(a)pyreen	µg/l	0,05	0,1	0,05	0,1	0,05	0,1	PGS
benzo(b)fluoranteen benzo(k)fluoranteen	µg/l	∑= 0,03	n.v.t.	∑= 0,03	n.v.t.	∑= 0,03	n.v.t.	PGS
benzo(g,h,i)peryleen indeno(1,2,3-cd)pyreen	µg/l	∑= 0,002	n.v.t.	∑= 0,002	n.v.t.	∑= 0,002	n.v.t.	PGS
fluoranteen	µg/l	0,1	1	0,1	1	0,1	1	PS
anthraceen	µg/l	0,1	0,4	0,1	0,4	0,1	0,4	PGS
naftaleen	µg/l	2,4	n.v.t.	1,2	n.v.t.	1,2	n.v.t.	PS
fenanthreen	µg/l	0,1	n.v.t.	0,1	n.v.t.	0,035	n.v.t.	
acenafteen	µg/l	0,06	n.v.t.	0,06	n.v.t.	3,8	n.v.t.	
chryseen	µg/l	1	n.v.t.	1	n.v.t.	0,9	n.v.t.	

benzo(a)anthraceen	µg/l	0,3	n.v.t.	0,3	n.v.t.	0,03	n.v.t.	
fluoreen	µg/l	2	n.v.t.	2	n.v.t.	0,068	n.v.t.	
pyreen	µg/l	0,04	n.v.t.	0,04	n.v.t.	0,000033	n.v.t.	
acenaftyleen	µg/l	4	n.v.t.	4	n.v.t.	5,8	n.v.t.	
dibenzo(a,h)anthraceen	µg/l	0,5	n.v.t.	0,5	n.v.t.	0,0012	n.v.t.	
parathion-ethyl	µg/l	0,0002	0,004	0,0002	0,004	0,005	n.v.t.	
parathion-methyl	µg/l	0,01	0,02	0,01	0,02	0,011	n.v.t.	
PCB 28 PCB 52 PCB 101 PCB 118 PCB 138 PCB 153 PCB 180	µg/l	∑= 0,002	∑= 0,02	∑= 0,002	∑= 0,02	geen MKN beschikbaar	geen MKN beschikbaar	
pentachloorfenol	µg/l	0,4	1	0,4	1	0,4	1	PS
foxim	µg/l	0,02	0,2	0,02	0,2	0,082	n.v.t.	
propanil	µg/l	0,2	3	0,2	3	0,07	n.v.t.	
chloridazon (pyrazon)	µg/l	10	20	10	20	enkel MKN voor zoetwater (27)	enkel MKN voor zoetwater (190)	
simazine	µg/l	1	4	1	4	1	4	PS
(2,4,5-trichloorfenoxy)azijn-zuur (2,4,5-T)	µg/l	2	20	2	20	9	n.v.t.	
tetrabutyltin	µg/l	0,012	0,12	0,012	0,12	0,017	n.v.t.	
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	µg/l	9	30	9	30	24	n.v.t.	
1,1,2,2-tetrachloorethaan	µg/l	100	900	100	900	0,8	8,4	
tetrachlooretheen (PER)	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	VS
tolueen	µg/l	90	700	90	700	7,4	55	
triazofos	µg/l	0,03	n.v.t.	0,03	n.v.t.	0,001	0,002	
tri-n-butylfosfaat	µg/l	40	100	40	100	13	n.v.t.	
tributyltin	µg/l	0,0002	0,0015	0,0002	0,0015	0,0002	0,0015	PGS
trichloorfon	µg/l	0,001	0,01	0,001	0,01	0,001	n.v.t.	
1,2,3-trichloorbenzeen 1,2,4-trichloorbenzeen 1,3,5-trichloorbenzeen	µg/l	∑= 0,4	n.v.t.	∑= 0,4	n.v.t.	∑= 0,4	n.v.t.	PS
1,1,1-trichloorethaan	µg/l	100	800	100	800	2,1	5,4	
1,1,2-trichloorethaan	µg/l	300	800	300	800	22	190	
trichloorethyleen (TRI)	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	VS
2,3,5-trichloorfenol 2,4,6-trichloorfenol 2,4,5-trichloorfenol 2,3,4-trichloorfenol 2,3,6-trichloorfenol 3,4,5-trichloorfenol	µg/l	∑= 6	∑= 20	∑= 6	∑= 20	geen MKN beschikbaar 0,26 0,13 0,12 geen MKN beschikbaar 0,02	geen MKN beschikbaar 3,2 2,0 1,2 geen MKN beschikbaar 0,20	
1,1,2-trichloortrifluorethaan	µg/l	7	70	7	70	3,7	n.v.t.	
trifluralin	µg/l	0,03	n.v.t.	0,03	n.v.t.	0,03	n.v.t.	PS
trifenyltinacetaat trifenyltinchloride trifenyltinhydroxide	µg Sn/l	∑= 0,0003	∑= 0,003	∑= 0,0003	∑= 0,003	∑= 0,0009	n.v.t.	
vinylchloride	µg/l	100	1000	100	1000	0,09	n.v.t.	
xylenen	µg/l	4	40	4	40	0,24	4,88	
atrazine	µg/l	0,6	2	0,6	2	0,6	2	PS
bentazon	µg/l	50	500	50	500	7,3	45	
nonylfenol	µg/l	0,3	2	0,3	2	0,3	2	PGS
alachlor	µg/l	0,3	0,7	0,3	0,7	0,3	0,7	PS
C10-13-chlooralkanen	µg/l	0,4	1,4	0,4	1,4	0,4	1,4	PGS
chlorfenvinphos	µg/l	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1	0,3	PS
chlorpyrifos	µg/l	0,03	0,1	0,03	0,1	0,03	0,1	PS
di(2-ethylhexyl)-ftalaat (DEHP)	µg/l	1,3	n.v.t.	1,3	n.v.t.	1,3	n.v.t.	PS
diuron	µg/l	0,2	1,8	0,2	1,8	0,2	1,8	PS
gebromeerde	µg/l	0,0005	n.v.t.	0,0002	n.v.t.	0,0002	n.v.t.	PGS

difenylethers (3)								
isoproturon	µg/l	0,3	1	0,3	1	0,3	1	PS
octylfenol	µg/l	0,1	n.v.t.	0,01	n.v.t.	0,01	n.v.t.	PS
pentachloorbenzeen	µg/l	0,007	n.v.t.	0,0007	n.v.t.	0,0007	n.v.t.	PGS
gevaarlijke stoffen: anorganische stoffen								
arseen	µg/l	3 (opgelost)	n.v.t.	3 (opgelost)	n.v.t.	Achtergrondconcentratie (0.62) (opgelost)	n.v.t.	
cadmium	µg/l	<=0,08 (hardheid <40 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,08 (hardheid = 40-50 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,09 (hardheid = 50-100 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,15 (hardheid = 100-200 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,25 (hardheid >= 200 mg CaCO3/l) (opgelost)	<= 0,45 (hardheid < 40 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,45 (hardheid = 40-50 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,9 (hardheid = 100-200 mg CaCO3/l) (opgelost) 1,5 (hardheid >= 200 mg CaCO3/l) (opgelost)	0,2	<= 0,45 (hardheid < 40 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,45 (hardheid = 40-50 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,9 (hardheid = 100-200 mg CaCO3/l) (opgelost) 1,5 (hardheid >= 200 mg CaCO3/l) (opgelost)	0,2	<= 0,45 (hardheid < 40 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,45 (hardheid = 40-50 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO3/l) (opgelost) 0,9 (hardheid = 100-200 mg CaCO3/l) (opgelost) 1,5 (hardheid >= 200 mg CaCO3/l) (opgelost)	PGS
kwik	µg/l	0,05 (opgelost)	0,07 (opgelost)	0,05 (opgelost)	0,07 (opgelost)	0,05 (opgelost)	0,07 (opgelost)	PGS
barium	µg/l	60 (opgelost)	n.v.t.	60 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (9.3) (opgelost)	n.v.t.	
beryllium	µg/l	0,08 (opgelost)	n.v.t.	0,08 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (0.0092) (opgelost)	n.v.t.	
boor	µg/l	700 (opgelost)	n.v.t.	700 (opgelost)	n.v.t.	Achtergrondconcentratie (3000) (opgelost)	n.v.t.	
chroom	µg/l	5 (opgelost)	n.v.t.	5 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (3.4 + achtergrond) (opgelost)	n.v.t.	
kobalt	µg/l	0,5 (opgelost)	n.v.t.	0,5 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (0.089) (opgelost)	0,21 (opgelost)	
koper	µg/l	7 (opgelost)	n.v.t.	7 (opgelost)	n.v.t.	Achtergrondconcentratie (0.3) (opgelost)	n.v.t.	
lood	µg/l	7,2 (opgelost)	n.v.t.	7,2 (opgelost)	n.v.t.	7,2 (opgelost)	n.v.t.	PS
molybdeen	µg/l	340 (opgelost)	n.v.t.	340 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (136) (opgelost)	n.v.t.	
nikkel	µg/l	20 (opgelost)	n.v.t.	20 (opgelost)	n.v.t.	20 (opgelost)	n.v.t.	PS

seleen	µg/l	2 (opgelost)	n.v.t.	2 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (0.051) (opgelost)	2,6 (opgelost)	
thallium	µg/l	0,2 (opgelost)	n.v.t.	0,2 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (0.013) (opgelost)	n.v.t.	
tin	µg/l	3 (opgelost)	n.v.t.	3 (opgelost)	n.v.t.	enkel MKN voor zoetwater (0.6) (opgelost)	n.v.t.	
uranium	µg/l	1 (opgelost)	n.v.t.	1 (opgelost)	n.v.t.	1 (opgelost)	n.v.t.	
vanadium	µg/l	4 (opgelost)	n.v.t.	4 (opgelost)	n.v.t.	5,1 (opgelost)	n.v.t.	
zilver	µg/l	0,08 (opgelost)	n.v.t.	0,08 (opgelost)	n.v.t.	1,2 (opgelost)	n.v.t.	
zink	µg/l	20 (opgelost)	n.v.t.	20 (opgelost)	n.v.t.	Achtergrondconcentratie + 3 (opgelost)	n.v.t.	
antimoon	µg/l	100 (opgelost)	n.v.t.	100 (opgelost)	n.v.t.	7,2 (opgelost)	n.v.t.	
tellurium	µg/l	100 (opgelost)	n.v.t.	100 (opgelost)	n.v.t.	100 (opgelost)	n.v.t.	
titanium	µg/l	20 (opgelost)	n.v.t.	20 (opgelost)	n.v.t.	20 (opgelost)	n.v.t.	
totaal fosfor	µg/l	N.v.t. : zie art 2 typespecifieke richtwaarden	n.v.t.	N.v.t. : zie art 2 typespecifieke richtwaarden	n.v.t.	0.15 mg/L	n.v.t.	
[ammoniak	µg/l	30	100	30	100	200	n.v.t.	
nitriet	µg N/l	200	600	200	600	geen MKN beschikbaar	geen MKN beschikbaar	
totaal cyanide	µg/l	50	75	50	75	31	n.v.t.	
opgelost fluoride	µg/l	900	n.v.t.	900	n.v.t.	1500	n.v.t.	

Leefomgeving

1 Inleiding

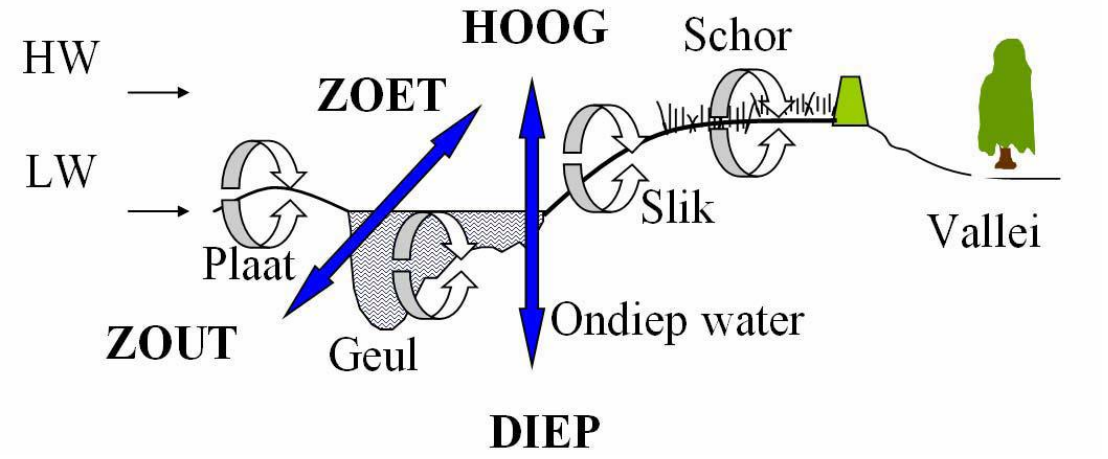
1.1 Achtergrondkader

De langetermijnvisie Schelde-estuarium (LTV) beoogt in haar streefbeeld voor 2030 een gezond en dynamisch estuarien ecosysteem:

'…met al zijn typische habitats en levensgemeenschappen langs de zoet-zoutgradiënt, behouden en waar mogelijk versterken'.

De Westerschelde is een meergeulensysteem met verschillende fysische kenmerken. De variatie in deze fysische systeemkenmerken resulteert in een grote diversiteit aan habitats met een diversiteit in soorten. De Zeeschelde is in essentie een één-geulsysteem, hoewel hier en daar vroeger wel kleine nevengeulen en platen voorkwamen (Van Braeckel et al., 2006), met verschillende habitats.

De leefomgeving voor flora en fauna van het Schelde-estuarium wordt gekenmerkt door een grote variatie aan habitats (zie Figuur 1-1). Deze variatie wordt veroorzaakt door drie grote gradiënten: een oost- west gradiënt van volledig zoet naar volledig zout, een verticale gradiënt van het diepste punt van de geul tot het hoogste deel van het schor, en een interne gradiënt van een cyclische variatie in habitat turn-over en schordynamiek. De habitats en hun kenmerken zijn de resultante van morfo- en hydrodynamiek.



Figuur 1-1: Overzicht van de verschillende habitats in een estuarium als gevolg van een horizontale zoutgradiënt, een verticale dieptegradiënt en een interne dynamiekgradiënt. (Meire en Maris, 2008).

Daarnaast wordt steeds duidelijker dat ook de flora en fauna een belangrijke rol spelen in de vorming van habitats (Jones et al. 1994, Roast et al. 2004). De schorvegetatie speelt een zeer belangrijke rol in de sedimenthuishouding van de intertidale gebieden. Vegetatie kan het invangen van sedimenten sterk bevorderen en het proces van erosie afremmen (Esselink et al. 1997; Sanchez et al. 2001). Hierdoor vermindert de invloed van de getijdynamiek, wat de groei en successie van de vegetatie bevorderd (Bertness et al. 1992; Temmerman, et al., 2007). Hogere trofische niveaus, zoals vissen, vogels en zeezoogdieren zijn afhankelijk van deze habitats als rustplaats, paaiplaats of als foerageergebied.

De invloed van flora of fauna kan dermate zijn dat zacht substraat geleidelijk overgaat in hard substraat, gepaard met een verandering in faunagemeenschappen. Deze soorten vallen onder de zgn. eco-elementen. Voorbeelden hiervan zijn schelpdierbanken en sedimentvangende vegetatie zoals zeegras. Eco-elementen worden niet apart onderscheiden als habitat, maar zijn wel belangrijke indicatoren voor het ecologisch functioneren van het estuarium. In de Westerschelde is zeegras echter minder van belang omdat het een hoogdynamisch en zeer troebel watersysteem is, waar vestiging en fotosynthese moeilijk plaatsvinden. De ontwikkeling van zeegrasvegetaties is waarschijnlijk alleen mogelijk in een smalle zone in het hoge litoraal, in concurrentie met pionierschor en in beschutte (haven)gebieden. Uit het verleden zijn nauwelijks meldingen bekend, recent alleen uit de Sloehaven. Door de zeer geringe oppervlakte aan zeegras is de bijdrage hiervan aan het systeem zeer gering. Daarom is het niet opgenomen als criterium. Mochten de oppervlaktes toenemen dan zal het zeegras mogelijk wel opgenomen moeten worden. Andere zogenaamde eco-elementen zoals mosselbanken worden wel apart beschouwd in de piramide flora en fauna. Echter ook daarvan is de huidige verspreiding in het Schelde-estuarium te gering om een belangrijke invloed op het fysische habitat te hebben.

Het Schelde-estuarium is continu onderhevig aan veranderingen. Veel van deze veranderingen zijn geïnduceerd door menselijk ingrijpen zoals het uitbaggeren van de vaargeul. De morfologische veranderingen die als gevolg hiervan optreden worden weerspiegeld in de aan- of afwezigheid van habitats. Om het estuarium in een goede ecologische staat te houden is de aanwezigheid van bepaalde habitats (zoals laagdynamisch intergetijdengebied en de diversiteit van habitats cruciaal. De diversiteit aan habitats geeft een indicatie over de variatie in fysische kenmerken en deze is gekoppeld aan een goed functionerend plaat- en geulsysteem. In Cleveringa (2007) wordt de ontwikkeling van de morfologie (op de mesoschaal) in de periode 1954 tot 2004 beschreven. De meest in het oog springende veranderingen zijn: het hoger en droger worden van plaatcomplexen, de afname van kortsluitgeulen en vloed- en ebscharen, de afname van het aantal platen per plaatcomplex, de afname van de grilligheid van de waterlijn en de afname van het ondiep water.

In dit hoofdstuk wordt gesproken van habitats omdat het voornamelijk gaat om leefgebied voor flora en fauna. De grenzen tussen de verschillende habitats worden bepaald op basis van fysische kenmerken, zoals beschreven in het ZES.1 (Bouma et al., 2005). Er wordt daarom in plaats van habitats ook wel gesproken van fysiotopen of ecotopen. Echter, de splitsingswaarden voor deze fysische parameters zijn grotendeels ingegeven door het voorkomen van bodemdieren en schorvegetatie. Daarom is er, ondanks de vaak fysische splitsingswaarden, voor gekozen om de term habitat te hanteren.

1.2 Werkwijze indicator: Leefomgeving

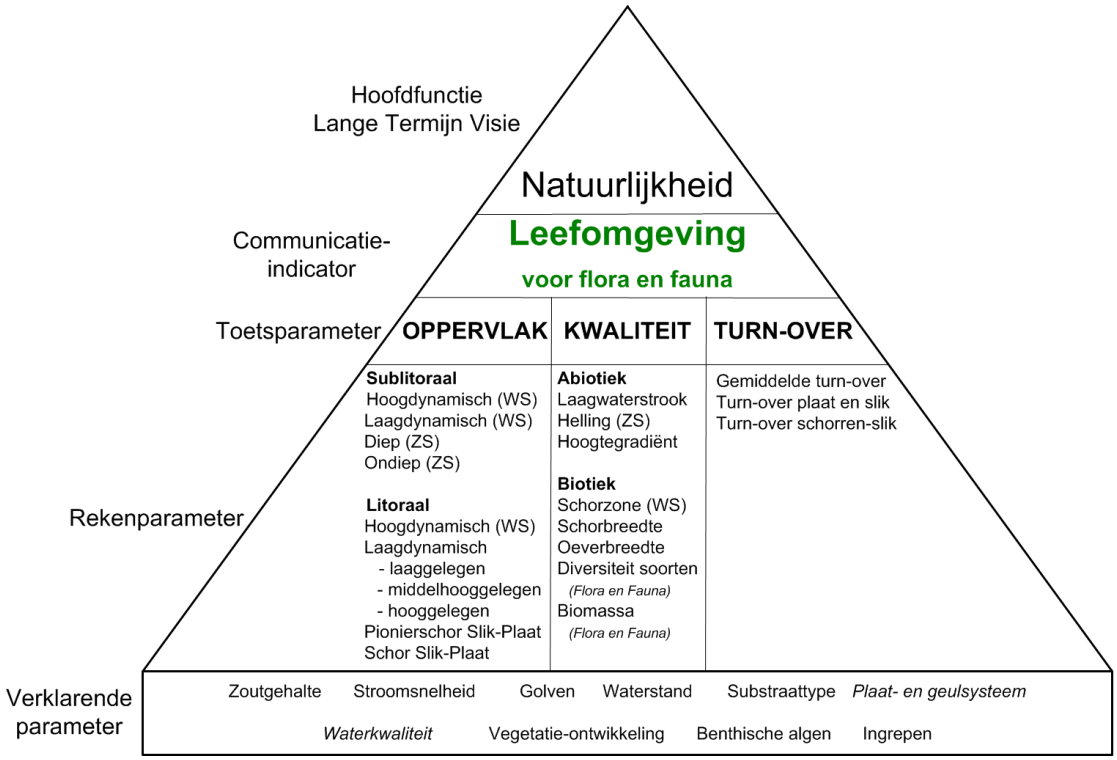
De indicator *Leefomgeving, voor flora en fauna*, is een onderdeel van de hoofdfunctie Natuurlijkheid van het Schelde-estuarium. Zoals in de inleiding beschreven, zijn alle indicatoren opgebouwd uit drie niveaus (zie Figuur 1-2). Voor de evaluatie van *Leefomgeving, voor flora en fauna* is het uitgangspunt dat een natuurlijk functionerend Schelde-estuarium aanwezig is, indien het oppervlak aan verschillende habitats evenwichtig verdeeld is, het aanwezige laagdynamisch habitat van voldoende kwaliteit is en er sprake is van stabiliteit van habitats. Met dit laatste wordt bedoeld dat er op een locatie niet te vaak een overgang van het ene habitat in het andere habitat optreedt. De indicator *Leefomgeving* bestaat hiermee uit drie **toetsparameters**: Oppervlak, Kwaliteit en Turn-over.

Aan de hand van de oppervlakte van de verschillende habitats wordt inzicht verkregen in de ruimtelijke verdeling van de verschillende habitats over het estuarium. Tevens is voor het ecologisch functioneren van de afzonderlijke habitats een voldoende groot areaal van goede kwaliteit, cruciaal. Hebben vogels bijvoorbeeld wel voldoende tijd om voldoende

voedsel binnen te krijgen tijdens het op- en afgaan van het getij? Is er voldoende voedsel aanwezig? Dit maakt dat de kwaliteit van het habitat bestaat uit zowel fysische (vorm en ligging) als biologische (aanwezigheid van voedsel) randvoorwaarden.
In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een wisselwerking tussen de opbouwende processen (sedimentatie) en afbrekende processen (erosie) van platen, slikken en schorren. Hierdoor bestaat er op een locatie een zekere turn-over van het ene habitat in het andere. De trend in de turn-over weerspiegelt of de dynamiek in het systeem (te) groot, (te) klein of in balans is.

Voor elk van de toetsparameters zijn **rekenparameters** gedefinieerd. Waar mogelijk is een kwantitatief criterium afgeleid in de vorm van een exacte waarde of een trendontwikkeling. Alle rekenparameters samen bepalen of de toetsparameter als voldoende beoordeeld wordt. Voor een aantal van de rekenparameters is nog geen duidelijk criterium beschikbaar. Voor een aantal parameters in de Zeeschelde zijn er sindsdien criteria vastgesteld (Maris et al. 2013), Voor verschillende parameters moeten nog steeds harde criteria bepaald worden, maar in sommige gevallen zal dit een langer onderzoekstraject vergen. Mogelijk kunnen dergelijke onderzoeken een plaats krijgen in de Agenda van de Toekomst.

Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring.



Figuur 1-2: Weergave indicator Leefomgeving voor flora en fauna.

Voor de evaluatie moeten altijd alle niveaus worden doorlopen. Wanneer alle toetsparameters als voldoende worden beoordeeld, wordt de Communicatie-indicator *Leefomgeving* als voldoende beoordeeld. Wanneer één van de toetsparameters onvoldoende wordt beoordeeld wordt de Communicatie-indicator *Leefomgeving* als geheel onvoldoende beoordeeld en moet er gekeken worden waar dit aan ligt.

De beleidsafweging met hierin het eventueel nemen van maatregelen of uitzetten van nader onderzoek is geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. De evaluatiemethodiek

probeert enkel aan te geven waar het probleem zich voor doet en of er voldoende kennis aanwezig is of niet.

1.3 Ruimtelijk en temporeel bereik

Alle rekenparameters worden voor het gehele estuarium bepaald binnen een aantal compartimenten Deze compartimenten zijn gebaseerd op de zoutverdeling en de verblijftijd in het zoete gedeelte van het Schelde-estuarium (zie Figuur 2.4, Tabel 2.2 en Figuur 2.5 in het hoofdstuk Inleiding). Binnen het zoete gedeelte is de verblijftijd van het water een belangrijke sturende factor voor het voorkomen en functioneren van de verschillende habitats.

De rekenparameters voor de *Kwaliteit* van het habitat worden binnen elk compartiment, enkel bepaald voor de laagdynamische gebieden.

De bepaling van het zoutgehalte en de verblijftijd vindt plaats binnen de Communicatie-indicator *Waterkwaliteit*.

Gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) zijn niet opgenomen in de ecotopenkaarten aangezien deze zich beperken tot het buitendijkse habitat. Ontpolderingen en Gecontroleerd Gereduceerd Getijgebieden (GGG's) worden opgenomen vanaf het moment van realisatie. Tevens zijn er ingrepen t.b.v. natuurontwikkeling mogelijk zoals het afgraven of verlagen van schorren om pionierschor te bevorderen en verruiging tegen te gaan. Het is van belang om de natuurontwikkelingsprojecten in beeld te hebben ter verklaring van veranderingen in verschillende habitats. De *natuurontwikkelingsprojecten* zijn opgenomen als de verklarende parameter.

De temporele resolutie van de rekenparameters is voor de oppervlaktebepalingen afhankelijk van de frequentie waarop de ecotopenkaarten en de bathymetrische kaarten gemaakt worden. De ecotopenkaarten worden voor de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde elke 2 jaar gemaakt, voor de Boven-Zeeschelde, Rupel en Durme om de 3 jaar en voor de bovenlopen elke 6 jaar.
De bathymetrische opnames worden voor de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde jaarlijks gemaakt, voor de Boven-Zeeschelde, Durme en Rupel elke drie jaar en voor de bovenlopen elke 6 jaar. De evaluatie kan dus 2, 3 of 6-jaarlijks worden uitgevoerd afhankelijk van de frequentie van de ecotopenkaart en het gebied.

Tabel 1-1: Ruimtelijk bereik per toetsparameter

Toetsparameter	Rekenparameter	Ruimtelijk bereik
Oppervlakte	Hoogdynamisch sublitoraal Laagdynamisch sublitoraal Hoogdynamisch litoraal	• Zoute en brakke compartimenten
	Ondiep sublitoraal • Diep sublitoraal	• Zoete compartimenten
	Laagdynamisch laaggelegen litoraal Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal • Laagdynamisch hooggelegen litoraal	• zoute en brakke compartimenten. • Geen onderscheid naar laagdynamische gebieden in de zoete compartimenten.
	Pionierschor slikken • Schor slikken	• Brakke en zoute compartimenten
	Pionierschor platen • Schor platen	
Kwaliteit (abiotiek)	• Laagwaterstrook langs laagdynamische habitats • Laagwaterlijn grenzend aan zacht substraat	• Laagdynamisch plaathabitat in de Westerschelde • Zeeschelde

	• Hoogtegradiënt litoraal habitat • Zoneverdeling schorhabitat • Oeverbreedte • Breedte schorhabitat	• zoute, brakke en zoete compartimenten • Zoute compartimenten • Zoute, brakke en zoete compartimenten • Zoute, brakke en zoete compartimenten
	• Helling*	* Zeeschelde
Kwaliteit (biota)	• Diversiteit soorten (indicator Flora en fauna) • Biomassa op platen, slikken en geulen (indicator Flora en fauna)	zoute, brakke en zoete compartimenten
Turn-over	• Gemiddelde turn-over • Turn-over plaat-slik • Turn-over schor - slik	• Zoute, brak en zoete compartimenten

2 Toetsparameter: Oppervlak

2.1 Inleiding

Het behoud van en streven naar een optimale habitatverdeling zit vervat in de toetsparameter *Oppervlak*. Onder de toetsparameter *Oppervlak* zijn de habitats gedefinieerd die gezamenlijk een gebiedsdekkend beeld op leveren van het Schelde-estuarium.

Om goed te functioneren moet een habitat voldoende groot zijn en idealiter moet het habitat op meerdere plaatsen binnen een compartiment worden teruggevonden. De oppervlakte van een habitat wordt beïnvloed door natuurlijke processen van sedimentatie en erosie. Naast de sedimentatie- en erosieprocessen heeft een verandering van de getij-amplitude ook invloed op het habitatoppervlak. Tot slot heeft de mens een bijzondere invloed op het oppervlak van habitats.

De ontwikkeling van het habitatoppervlak in het Schelde-estuarium wordt bepaald aan de hand van de habitats: hoogdynamisch sublitoraal, hoogdynamisch litoraal, laagdynamisch sublitoraal, laagdynamisch laaggelegen litoraal, laagdynamisch middelhooggelegen litoraal, laagdynamisch hooggelegen litoraal, pionierschor en schor. Om het ecologisch functioneren te waarborgen is niet alleen het areaal van de belangrijkste habitats van belang maar ook de verhouding waarin ze voorkomen en de verdeling over de ruimte. Zo is hoogdynamisch litoraal habitat voor veel vogelsoorten minder interessant dan laagdynamisch litoraal habitat waar vogels de waterlijn goed kunnen volgen tijdens het foerageren.

2.2 Hydrodynamiek

Hydrodynamiek is één van de meest bepalende stuurfactoren is in het Schelde estuarium.
De dynamiek ter plaatse wordt voornamelijk vertaald in stroomsnelheid. Ysebaert et al., (2009) toonden voor de Plaat van Walsoorden aan dat de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden de variatie binnen het macrozoöbenthos beter verklaard dan de maximale stroomsnelheid. Als verklaring wordt gedacht dat de tijdsduur een maat is voor hoe lang een bepaald sediment in beweging is en daardoor meer zegt over de ‘dynamiek’ en het potentiële effect op bodemdieren. De maatgevende stroomsnelheid (d.i. stroomsnelheid gekoppeld aan tijdsduur) kan echter ruimtelijk variëren en moet nog verder onderzocht worden. De beschrijving van de *stroomsnelheid* (dynamiek) in het sublitoraal en litoraal is als verklarende parameter opgenomen.

Uit analyses aan de relatie tussen fysische habitat karakteristieken en de samenstelling van bodemdiergemeenschappen is naar voren gekomen dat naast stroomsnelheid, golven een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de distributie van biota (Reinders & Van Duren 2013). Met name in ondiepe delen kan dit een belangrijkere verklarende factor zijn dan stroomsnelheid alleen. Ook golven worden daarom opgenomen als verklarende parameter. Het gaat hier in principe zowel om windgedreven golven als om scheepsgolven. In de toekomst zal het nuttig zijn om ofwel de parameter “golven” ook te betrekken in de parameter hydrodynamiek, of golven en stroomsnelheid apart te beschouwen.

Binnen de ecotopenkaarten wordt het onderscheid “hoogdynamisch” en “laagdynamisch” areaal in het sublitoraal bepaald door stroomsnelheid (de splitsingswaarde is vastgesteld op 0.8 m/s) en in het litoraal wordt dit op basis van interpretatie van luchtfoto’s gedaan. Voor de evaluatiemethodiek worden nu pragmatisch de gegevens uit de ecotopenkaarten gebruikt. Onderzoek binnen de agenda van de toekomst zal uiteindelijk moeten leiden tot

een consistente bepaling van deze parameter op basis van verbeterde stromings- en golfmodellen, en analyses van biota, gerelateerd aan deze modelgegevens.

2.3 Effecten van veranderingen in het habitatoppervlak

2.3.1 Laagdynamische habitats

Het sublitoraal en het slik herbergen hoge dichtheden aan macrofauna, waarbij de hydrodynamiek een belangrijke variabele is voor de habitat (Bouma et al., 2005). De laagdynamische habitats bevatten over het algemeen een grotere soortenrijkdom dan de hoogdynamische habitats. De morfologische kenmerken van laagdynamische habitats zijn: het ontbreken van grote bodempatronen, relatief vlak, afzetting van fijn sediment (o.a. slib) en beperkte bodemomwerking. Door deze kenmerken bieden laagdynamische gebieden een betere leefomstandigheid voor soorten. De morfologische kenmerken van hoogdynamische habitats zijn: grote bodempatronen (ribbelvorming), nauwelijks tot geen afzetting van fijn sediment en bodemomwerking door erosie en sedimentatie.

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment nog geen onderscheid gemaakt naar dynamiek. Het is aan te bevelen dit onderscheid op te nemen in de ecotoopkartering van de Vlaamse gebieden.

2.3.2 Diep- en ondiep water

Vooralsnog werd er binnen het sublitoraal naast dynamiek ook een onderscheid gemaakt tussen diep- en ondiep water. De definitie van de overgang tussen het ondiep- en diepwater verschilt in Westerschelde en de Zeeschelde. In de Westerschelde wordt het ondiep water gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 5 m beneden de gemiddeld laagwaterlijn (Bouma et al., 2005), maar ook de ondergrens van 5m beneden NAP wordt gehanteerd. In de Zeeschelde wordt het ondiep water gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 2 m beneden de gemiddelde laagwaterlijn (van Braeckel et al., 2006). Dit geeft aan dat er veel discussie is over de precieze afbakening van het ondiepe water.

Uit recent onderzoek bij de plaat van Walsoorden is gebleken dat de aanwezigheid van een hoge of lage dynamiek sturender is dan de diepte (Plancke et al., 2010), in ieder geval in de Westerschelde. Dit is een reden om de scheiding tussen diep- en ondiep water voor de Westerschelde niet op te nemen als rekenparameter.
Voor de Zeeschelde wordt de scheiding tussen diep- en ondiep water wel opgenomen als rekenparameter. Mocht uit nadere studie blijken dat ook hier dat de dynamiek meer sturend is dan diepte dan wordt voorgesteld de scheiding tussen diep- en ondiep water te laten vervallen en over te gaan op een scheiding aan de hand van dynamiek.

2.3.3 Habitat voor de kinderkamerfunctie

Sommige habitats hebben een specifieke ecologische functie, zoals de kinderkamerfunctie. De specifieke eisen aan het habitat voor de kinderkamerfunctie is nog onvoldoende gedefinieerd en daarom niet opgenomen als rekenparameter. Aanvullend onderzoek moet inzicht bieden in de randvoorwaarden voor het habitat voor o.a. jonge vis, garnalen en (hyper)benthos. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat voldoende grote zones laagdynamisch sublitoraal aansluitend op laagdynamisch litoraal de voorkeur hebben.

2.3.4 Pioniervegetatie

Het voorkomen van pioniervegetatie geeft aan dat natuurlijke processen van schorvorming aanwezig zijn. In natuurlijke estuariene systemen wordt spontane slik- en schorontwikkeling afgewisseld door afkalving en regressie door erosie (Pringle 1995; Allen 2000). Verandering in het aanwezige slik- en schorhabitat is dus een inherent systeemkenmerk van estuaria en fluctuatie in oppervlakte is hierdoor, binnen een zekere bandbreedte over tientallen jaren, aanvaardbaar.

De pioniervegetatie bevindt zich langs de rand van het schor op het slik en binnen het schor (in de schorkommen). Beide types van pioniersvegetatie zijn gerelateerd aan andere condities. De pioniervegetatie aan de waterrand van het slik is afhankelijk van de mate van dynamiek als gevolg van stroming en sedimenttoevoer waardoor aangroei en afslag van vegetatie plaatsvindt. Het regelmatig voorkomen van te hoge stromingen is nadelig voor het voorkomen en ontstaan van pioniersvegetatie. De pioniervegetatie binnen het schor ontstaat als gevolg van waterstress en zoutstress (Van Braeckel, pers. comm.).

In het recente verleden (1992 tot 2003) behoren de afname van pioniersvegetaties (biezen + kolonisatoren) en de toename van climaxvegetaties (zie ook rekenparameter macrofyten onder *Flora en fauna*) tot de meest opvallende trends zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde (Dijkema et al., 2005; Van Braeckel et al., 2008).

Het voorkomen van pioniervegetatie op de platen ten opzichte van het totaal intertidaal plaatoppervlak is juist een indicator van sterke ophoging en hiermee gepaard gaande verlaging van de dynamiek. Door ophoging van intertidale delen van verschillende platen in de Westerschelde, zoals de Hoge Springer en de Plaat van Walsoorden (Cleveringa, 2007) is een toename van de schorontwikkeling waargenomen. Op de Hoge Springer was in de jaren ‘60, ‘70, ‘80 en ‘90 slechts sprake van kleine stukjes begroeit gebied. In de periode 2001 tot 2008 neemt dit sterk toe tot ca 10 % van de plaat (pers med. Dick de Jong). Vanwege de ophoging van de platen wordt een versnelde schorvorming op de platen ten opzichte van de historische ontwikkeling als minder gewenst gezien.

Uit het bovenstaande blijkt dat arealen schorvegetatie en arealen pioniervegetatie apart geïnventariseerd en vervolgens geëvalueerd dienen te worden en dat deze ook uitgesplitst dienen te worden naar plaat en slik.

2.4 Rekenparameters en criteria

2.4.1 Hoog- en laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment nog geen onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische gebieden in het sublitoraal. Dit maakt dat er in de beoordeling van de Zeeschelde dit onderscheid niet meegenomen kan worden. Het is aan te bevelen dit onderscheid op te nemen in de ecotoopkartering van de Vlaamse gebieden. Het is niet vanzelfsprekend dat de grenswaarde van 0,8 m/s welke voor de Westerschelde wordt gehanteerd ook geldt in de Zeeschelde.

2.4.1.1 Hoogdynamisch sublitoraal

Het oppervlak hoogdynamisch sublitoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de dieptekaart in combinatie met een stroomsnelheidskaart. Vooralsnog worden in de Westerschelde alle sublitorale gebieden met een stroomsnelheid boven de 0,8 m/s aangewezen als hoogdynamisch. Beneden deze waarde is het gebied laagdynamisch. Voor de Zeeschelde wordt het hoogdynamisch sublitoraal niet bepaald.

Referentiewaarde
Er is geen exacte referentiewaarde afgeleid voor het gewenste oppervlak hoogdynamisch sublitoraal. Het hoogdynamisch sublitoraal mag binnen een compartiment niet toenemen ten koste van laagdynamisch habitat.

2.4.1.2 Laagdynamisch sublitoraal

Het laagdynamisch sublitoraal is ecologisch het meest belangrijke sublitorale habitat. Deze zone herbergt een grote diversiteit aan macrofauna, heeft een hoge productiviteit en kan een rol als kinderkamer vervullen. Verder is de zone van specifiek belang als overgang van sublitoraal naar het litoraal voor soorten die met het tij migreren. Belangrijk is wel dat het laagdynamische sublitoraal grenst aan het laagdynamische litoraal.

Het oppervlak laagdynamisch sublitoraal kan voor de Westerschelde worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de diepte kaart in combinatie met de stroomsnelheid. In de Zeeschelde kan het habitat laagdynamisch subtidaal (nog) niet bepaald worden.

Referentiewaarde
Een referentiewaarde voor het gewenste oppervlak laagdynamisch sublitoraal in het gehele Schelde-estuarium is nog niet voorhanden. In het kader van de Kaderrichtlijn Water wordt wel een onderscheid gemaakt naar diep (47% Westerschelde) en ondiep water (15% Westerschelde, 1438 ha (MEP) tot 1150 ha (GEP) Zeeschelde en de getijdezijrivieren) (van Hoey et al, 2007; Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008) maar, juist niet tussen sublitorale gebieden met een lage of hoge dynamiek.

Voor het bepalen van de exacte gewenste waarde voor het laagdynamisch sublitoraal per compartiment in de Westerschelde zal gekeken moeten worden naar het wenselijk areaal voor het goed functioneren van het estuarium. Omdat een exacte waarde voor het gewenst laagdynamisch sublitoraal nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een toename van het laagdynamisch sublitoraal is gewenst.

2.4.2 Diep- en ondiep water (Zeeschelde)

Het oppervlak diep- en ondiep sublitoraal in de Zeeschelde kan worden bepaald uit de ecotopenkaart, of uit de dieptekaart. Zoals eerder beschreven wordt het ondiep water in de Zeeschelde gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 2 m beneden de gemiddelde laagwaterlijn (van Braeckel et al., 2006).

Referentiewaarde
In het kader van de Kaderrichtlijn Water wordt voor Zeeschelde en de getijdezijrivieren een onderscheid gemaakt naar diep- en ondiep water waarbij voor het ondiepe water een MEP van 1438 ha en een GEP van1150 ha aangegeven wordt (Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008).

Een verdere uitwerking voor gewenste arealen diep en ondiep sublitoraal is intussen beschikbaar (Maris et al. 2013).

2.4.3 Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)

Het oppervlak hoogdynamisch litoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Vooralsnog wordt in de Westerschelde de dynamiek in de litorale gebieden afgeleid uit het reliëf zichtbaar in de geomorfologische kaarten. In de Zeeschelde wordt nog geen onderscheidt gemaakt naar dynamiek waardoor dit habitat (nog) niet bepaald kan worden voor de Zeeschelde.

Referentiewaarde
Voor het hoogdynamisch litoraal zijn geen exacte referentiewaarde afgeleid. Het hoogdynamisch litoraal binnen een compartiment mag niet toenemen ten koste van laagdynamisch habitat.

2.4.4 Laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment nog geen onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische gebieden. Zolang dit onderscheid niet wordt bepaald voor de Zeeschelde kan hier enkel het laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal bepaald worden zonder onderscheid naar dynamiek. Wederom is het aan te bevelen dit onderscheid op te nemen in de ecotoopkartering van de Vlaamse gebieden.

Het oppervlak laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Of uit de geomorfologische kaart in combinatie met de droogvalduurkaart. Hier voor wordt eerst het laagdynamische litoraal bepaald aan de hand van de geomorfologische kaart waarna op basis van de droogvalduurkaart bepaald wordt of het gebied laag- , middelhoog- of hooggelegen is.

Droogvalduur	Habitat
< 25 % van de tijd	laaggelegen
tussen de 75 en 25 % van de tijd	middelhooggelegen
> 75 % van de tijd	hooggelegen

De droogvalduur wordt bepaald aan de hand van het getij en de hoogteligging van het litorale gebied. In de verklarende parameters is beschrijving van het belang van de droogvalduur opgenomen.

Referentiewaarde
Een exacte waarde voor het gewenste oppervlak laagdynamisch laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal in het gehele Schelde-estuarium is nog niet voorhanden. Voor het bepalen van de referentiewaardes zal gekeken moeten worden naar de benodigde arealen per compartiment voor het goed functioneren van het estuarium.

Omdat de exacte referentiewaardes voor deze litorale habitats nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van de historische ontwikkeling en de ecologische waarde van deze habitats wordt gesteld dat een toename gewenst is.

2.4.5 Pioniervegetatie

De oppervlakte van de pioniersvegetatie wordt afgeleid uit de ecotopenkaarten en de vegetatiekaarten (biezen, kolonisatoren, zeekraal-vegetaties, slijkgrasvegetaties).

Referentiewaarde op de slikken
Het gewenste oppervlak aan pioniersvegetatie is een percentage van het totale schor oppervlak per compartiment. De boven- en ondergrens zijn gesteld op 40 respectievelijk 5 procent van het totale schoroppervlak binnen een compartiment. Een groot oppervlak pionierschor in een compartiment kan wijzen op een groot aandeel laagdynamisch habitat (bv. nieuwe ontpolderingen) maar zou ook een gevolg kunnen zijn van schorverdrinking door een verhoging van de waterstand. Daarom zal naast het oppervlak pionierschor ook de waterstandontwikkeling bekeken moeten worden. Binnen de Communicatie-indicator *Dynamiek waterbeweging* wordt de ontwikkeling van de hoog- en laagwaterstanden weergegeven.

De bovengrens van 40% pioniersvegetatie van het totale schoroppervlak binnen een compartiment is gebaseerd op de situatie 1920-1930 in het gedeelte van de Zeeschelde van de Nederlandse grens tot aan de Kennedytunnel. Hier ontstond een groot

pioniersschor (Groot Buitenschoor) door de gewijzigde dynamiek in het systeem ten gevolge van inpolderingen op de rechteroever Antwerpen (Van Braeckel et al., 2006). Toekomstige grotere pionierschorren in de Zeeschelde zijn enkel te verwachten door nieuwe ontpolderingen.
De ondergrens van 5% pioniersvegetatie van het totale schoroppervlak binnen een compartiment is in de Westerschelde afgeleid door Dijkema et al., (2005). Op basis van (historische) vegetatiekaarten van de Zeeschelde kan dit minimumpercentage ook gehanteerd worden voor het minimale oppervlak pioniervegetatie in de Zeeschelde.

Referentiewaarde op de platen
Het pionierschor op de platen wordt gezien als een minder gunstige ontwikkeling omdat dit het resultaat is van het hoger en droger worden van de platen. Een versnelde toename van het oppervlaktepercentage pioniersvegetatie op de platen is daarom niet gewenst.

2.4.6 Schorvegetatie

De oppervlakte van de schorren wordt afgeleid uit de ecotopenkaarten en de vegetatiekaarten.

Referentiewaarde
Binnen de Kaderrichtlijn Water wordt het gewenste schoroppervlak in de Westerschelde gesteld op 3100 ha (MEP) tot 2300 ha (GEP) waarvan minimaal 500 ha ten westen van Hansweert moet liggen (Dijkema et al, 2005; De Jong, 2007).

In de Zeeschelde en de getijde zijrivieren wordt uitgegaan van 7512 ha (MEP) tot 2392 ha (GEP) (Breys et al., 2005). De instandhoudingsindicatoren gaan uit van een toename van 1500 ha schor in 2030 t.o.v. 2001 in de Zeeschelde (Adriaensen et al, 2005).

Voor het bepalen van de exacte gewenste oppervlaktes per compartiment zal er een doorvertaling gemaakt moeten worden van deze oppervlaktes naar de gewenste oppervlaktes per compartiment waarbij het systeem ecologisch goed functioneert.
Omdat een exacte referentiewaarde per compartiment nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Het afnemen van het schorhabitat op slikken binnen een compartiment wordt als onwenselijk ervaren. Het toenemen van het areaal schorren op de platen wordt ook als onwenselijk gezien.

2.5 Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Oppervlak

2.5.1 Tolerantiegrens oppervlakte bepaling

Door de natuurlijke omstandigheden in het Schelde-estuarium is er een jaarlijkse variatie van circa 5% van de habitatoppervlaktes te verwachten. Dit is gebaseerd op de tolerantiegrens die voor de Westerschelde wordt gehanteerd om de areaalafwijkingen voor het bepalen van het MEP en GEP voor schoroppervlakte binnen de Kaderrichtlijn Water op te vangen (Dijkema et al., 2005). Echter door Dick de Jong (pers comm) wordt aangegeven dat 5% variatie per jaar binnen het schorhabitat vrij veel is. Voor de overige habitats is de 5% marge goed bruikbaar.

De tolerantiegrens wordt binnen de evaluatiemethodiek ook toegepast. Er is pas sprake van een verandering wanneer het habitatoppervlak over een tijdsperiode van 6 jaar meer dan 5% is gewijzigd. Daarnaast is een cumulatieve af- of toename van het oppervlak over een langere periode dan zes jaar niet wenselijk.

2.5.2 Bestaande wetgeving en normen

In het kader van de Kaderrichtlijn Water zijn normen opgesteld voor gewenste oppervlaktes van specifieke habitats. In de onderstaande tabel (Tabel 2-1) is voor elke rekenparameter aangegeven of er normen gegeven zijn of niet. De evaluatiemethodiek kan niet in alle gevallen direct gebruik maken van deze normen omdat de evaluatiemethodiek werkt met andere specifieke habitats en/of een andere opdeling in compartimenten die niet direct overeenkomt met de opdeling gebuikt voor de gestelde norm.

Tabel 2-1: Overzicht wettelijke kaders voor de rekenparameters binnen de toetsparameter Oppervlak

Toetsparameter: Oppervlak	
Rekenparameter	**Wettelijk kader**
Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	• Westerschelde: KRW MEP, 15% ondiep sublitoraal en 47% diep subtidaal (van Hoey et al, 2007).
Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	
Diep sublitoraal (Zeeschelde)	• Zeeschelde + getijdezijrivieren: KRW MEP, 1438 ha ondiep sublitoraal (Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008).
Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	
Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	• Westerschelde: KRW MEP, 15% slibrijk en 12% zandig litoraal (van Hoey et al, 2007) • Westerschelde: 114 ha extra laagdynamisch habitat binnen 5 jaar na de start van de verdiepingswerkzaamheden (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, 2009). • Zeeschelde: IHD, 500 ha extra slik in 2030 t.o.v. 2011 (Adriaensen et al, 2005) • Zeeschelde + getijdezijrivieren: KRW MEP 1943 ha slik (Breys et al., 2005; Speybroeck et al., 2008)
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	
Laagdynamisch hooggelegen litoraal	
Pionierschor	• Westerschelde: KRW MEP, 3100 ha schor waarvan minimaal 500 ha ten westen van Hansweert (Dijkema et al, 2005; De Jong, 2007) • Zeeschelde + getijdezijrivieren: KRW MEP, 7512 ha schor (Breys et al., 2005) • Zeeschelde: IHD, 1500 ha extra schor in 2030 t.o.v. 2001 (Adriaensen et al, 2005)
Schor	

2.5.3 Beoordeling rekenparameters

Tabel 2-2: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Oppervlak

Toetsparameter: Oppervlak	
Rekenparameter	**Beoordeling**
Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	• Trendontwikkeling: Een toename van hoogdynamisch sublitoraal ten koste van laagdynamisch gebied per compartiment is onwenselijk.
Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	• Een exacte referentiewaarde per compartiment is nog niet voorhanden. • Trendontwikkeling: Een toename van laagdynamisch sublitoraal per compartiment is wenselijk.
Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	• • Sterke saliniteitsgradiënt, zone 9-12: 540 ha

	• Oligohaliene zone, zone 13,14: 150 ha • Zoet, verblijftijd lang, zone 15, 16: 120 ha • Zoet, verblijftijd kort, zone 17-19: 60 ha
Diep sublitoraal (Zeeschelde)	• Trendontwikkeling: Een toename van diep sublitoraal ten koste van ondiep sublitoraal per compartiment is onwenselijk.
Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	• Trendontwikkeling: Een toename van hoogdynamisch litoraal ten koste van laagdynamisch gebied per compartiment is onwenselijk.
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	• Exacte referentiewaardes per compartiment zijn nog niet voorhanden. • Trendontwikkeling: Een toename van (laagdynamisch) litoraal laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal per compartiment is wenselijk.
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	
Laagdynamisch hooggelegen litoraal	
Slik (Zeeschelde)	• Sterke saliniteitsgradient, zone 9-12: 457 ha • Oligohaliene zone, zone 13, 14: 269 ha • Zoet, verblijftijd lang, zone 15, 16: 161 ha. • Zoet, verblijftijd kort, zone 17-19: 82 ha.
Pionierschor	• Minimaal 5 % en maximaal 40% van het schorareaal per compartiment op de slikken. • Trendontwikkeling: Een toename van het oppervlak pioniersvegetatie op de platen is minder gewenst.
Schor	• Exacte referentiewaardes per compartiment zijn nog niet voorhanden. • Trendontwikkeling: Een afname van het schorhabitat op de slikken per compartiment is onwenselijk; een toename op de platen is tevens onwenselijk. • Voor de Zeeschelde zijn de minimumarealen voor schor (Schor + Pionierschor: o Sterke saliniteitsgradiënt, zone 9-12: 920 ha o Oligohaliene zone, zone 13,14: 280 ha o Zoet, verblijftijd lang, zone 15, 16: 210 ha o Zoet, verblijftijd kort zone 17-19: 110 ha

2.5.4 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 zijn alle oppervlaktes bepaald. Een evaluatie ten opzichte van exacte referentiewaarden was niet in alle gevallen mogelijk aangezien de referentiekaders nog niet voor alle specifieke habitats beschikbaar zijn. Voorgesteld wordt deze referentiekaders zo snel mogelijk op te stellen.

Binnen de T2009 is op basis van de trendontwikkeling al wel aangegeven worden of de ontwikkeling gewenst of ongewenst is. De arealen en de trendontwikkeling hierin in het litoraal scoren positief en in het sublitoraal scoort de Westerschelde positief, maar is de ontwikkeling in de Zeeschelde negatief.

Voor beoordeling van de evolutie in het habitatoppervlak na de start van de verdiepingswerken zal de ecotopenkaart van 2008 en 2010 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden voor de specifieke habitats beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren.

3 Toetsparameter: Kwaliteit

3.1 Inleiding

De kwaliteit van het habitat wordt bepaald door de structuur (abiotische kwaliteit) en de aanwezigheid van verschillende organismen (biologische kwaliteit). De structurele kwaliteit van het habitat wordt voornamelijk beïnvloed door de fysische processen die zich afspelen in het estuarium. De biologische kwaliteit wordt bepaald door de diversiteit van aanwezige soorten en de aanwezigheid en beschikbaarheid van voedsel voor hogere trofische niveaus.

De kwaliteit van het habitat wordt dus bepaald door de aanwezige hydrodynamiek, de morfologie van het habitat, de aanwezigheid van hoogtegradiënten, de ruimte voor en aanwezigheid van zonering, en de diversiteit en biomassa van de aanwezige flora en fauna voor hogere trofische niveaus. De kwaliteit van het habitat is gebaat bij geleidelijke overgangen in vorm, ligging en hoogtegradiënten (Dyer et al., 2000; Breys et al., 2005). Daarnaast wordt de samenstelling en productiviteit van de aanwezige levensgemeenschappen mede gestuurd door de saliniteit en sedimentsamenstelling van een habitat.

3.2 Effecten van verandering in de kwaliteit

3.2.1 Het slibpercentage

Het slibpercentage in de laagdynamische gebieden is een parameter voor de habitatverdeling. In de lager gelegen gebieden bepaalt het slibpercentage mede welke soorten er voorkomen. In de hogere delen van de plaat bepaalt het wel of niet aanwezig zijn van slib of dat er wel of geen bodemdieren voorkomen. Dit bepaalt mede welke vogels er globaal voorkomen binnen een habitat. Zo kunnen in slibrijke delen veel meer bergeenden en kluten voorkomen dan in slibarme delen.

Het is echter nog steeds erg lastig om het slibpercentage gebiedsdekkend nauwkeurig genoeg te bepalen. De ruimtelijke verschillen binnen een habitat zijn vaak erg groot, wat maakt dat een monsterpunt onvoldoende beeld geeft van het slibpercentage binnen het habitat. Ook kan het slibgehalte in een korte tijd veranderen. Hierdoor kan de momentopname waarin het slibpercentage bepaald is een verkeerd beeld schetsen.

Tenslotte zijn er sterke aanwijzingen dat het percentage slib ook niet de meest sturende variabele is, op bodemdiergemeenschappen. Zoutgehalte, hydrodynamiek en diepte (droogvalduur) zijn veel sterker bepalend. Slibgehalte co-varieert meestal met met hydrodynamiek al zijn er zeer lokaal uitzonderingen mogelijk. Naast deze variabelen draagt slibgehalte relatief weinig extra bij aan het verklaren van de variatie op systeemschaal (Reinders & Van Duren 2013).

Om deze redenen is het slibpercentage niet opgenomen als rekenparameter voor de habitatkwaliteit maar als verklarende parameter. Indien in de toekomst blijkt dat deze parameter inderdaad erg weinig bijdraagt in het verklaren van voorkomen van biota, kan overwogen worden deze parameter helemaal uit de systematiek van het onderdeel “Leefomgeving” te verwijderen.

3.2.2 Lengte laagwaterlijn

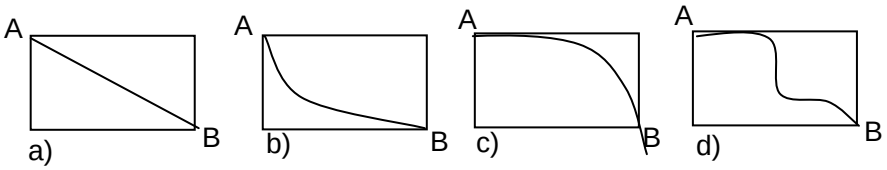
De lengte van de laagwaterlijn langs het laagdynamische gebied van een intergetijdengebied. en de hoogtegradiënt zijn belangrijk om het beschikbare

foerageergebied voor vogels, zoals steltlopers te bepalen. Hoe langer de laagwaterlijn hoe groter het foerageergebied. Zo is een grillige laagdynamisch plaatgebied met een middelhoge ligging (middelmatig droogvalpercentage) en tal van kortsluitgeulen die niet of nauwelijks migreren, ecologisch het meest aantrekkelijk voor bodemdieren en daarmee vogels.
Belangrijk is wel dat de laagwaterlijn in het intergetijdengebied grenst aan laagdynamisch litoraal gebied. In het laagdynamische gebied is immers veel meer voedsel te vinden. Een laagwaterlijn waar langs alleen hoogdynamisch litoraal gebied ligt zal voor veel vogelsoorten niet of veel minder interessant zijn. De lengte van de laagwaterlijn grenzend aan laagdynamisch habitat is een van de elementen die aangeeft aan of er op een plaat of slik voldoende foerageergebied aanwezig is. Een afname betekent dat er minder foerageergebied beschikbaar is en wordt gezien als ongunstig.
In het “Addendum Leefomgeving” (Cleveringa 2014b), waarin deze methodiek is toegepast, is vastgesteld dat het niet goed mogelijk is een trend vast te stellen in de Westerschelde voor deze kwaliteitsparameter, omdat de variatie in laagdynamisch areaal langs de laagwaterlijn te groot is. De verwachting is dat ook in de toekomst deze strakke definitie niet tot een bruikbare parameter gaat leiden. Getest moet worden of een strook lopend van de laagwaterlijn tot 15 of 20% droogvalduur, grenzend aan laagdynamisch areaal wel een bruikbare rekenparameter oplevert. De T2015 is daar een logische gelegenheid voor.

In de Zeeschelde wordt momenteel überhaupt nog geen onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamisch. In dat deel wordt de lengte van de laagwaterlijn, grenzend aan zacht substraat als rekenparameter genomen.

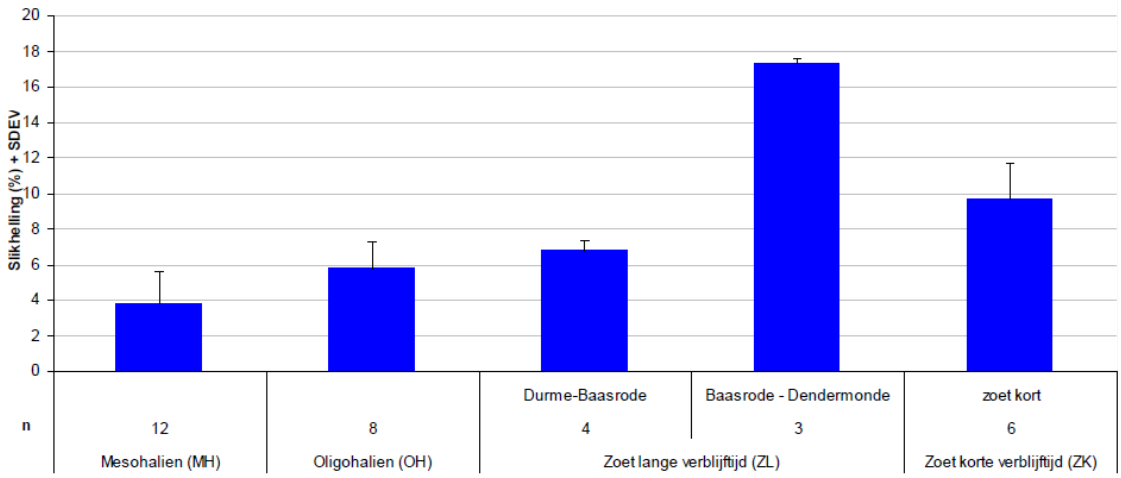
3.2.3 Helling

De helling van het litorale gebied geeft mogelijk ook een indicatie of het gebied bijvoorbeeld voldoende tijd biedt voor vogels om te foerageren, geschikt is voor de ontwikkeling van schor of als schuilplaats kan dienen voor bijvoorbeeld juveniele vissen. Voor de Westerschelde kan hier nog onderscheid gemaakt worden naar dynamiek.
Een te steile helling kan ervoor zorgen dat er op de plaat of het slik te weinig tijd beschikbaar is om te foerageren (zie Figuur 3-1, c). Wanneer er sprake is van een gedeeltelijk vlakkere helling (zie Figuur 3-1, b) is de foerageertijd langer ondanks dat het verhang tussen punt A en B gelijk is.
In een natuurlijk estuarium waar voldoende ruimte is voor sedimentatie/erosie cycli treedt sedimentatie op indien de helling niet al te steil is. Het slik en vervolgens schor bouwen zich op, de rand wordt steiler en de erosie start. Nadien start de cyclus opnieuw (zie Figuur 3-1, d).



Figuur 3-1: Verloop helling van de intergetijdenoever van A naar B.

Elk compartiment van het Schelde-estuarium kan een andere helling van het litoraal hebben. In de Westerschelde zijn er tot nu toe (nog) geen problemen met te steile hellingen van platen of slikken geconstateerd. Op dit moment ontbreekt voor de steltlopers in de Westerschelde voldoende fundamentele kennis over de factoren die bijdragen aan de geschiktheid van foerageerhabitat voor vogels om goed vast te kunnen stellen in hoeverre de helling van een gebied een parameter is die inderdaad een belangrijk is of in elk geval een indicatie geeft hierover (Van Duren & Reinders 2013).
In de Zeeschelde is echter het probleem dat de hellingen steeds steiler worden en er enkel destructieve erosie plaatsvindt.



Figuur 3-2: Ruimtelijke spreiding van de gemiddelde slikhelling langs de rivieras in de Zeeschelde en de zijrivieren (Van Braeckel et al, 2012)

Door de stijgende dynamiek, de hogere waterstanden en de laterale beperking van de Zeeschelde kan de schorcyclus niet opnieuw beginnen. Indien geen maatregelen genomen worden zal in de Zeeschelde het schor verder eroderen en tenslotte verdwijnen. Dit wordt gezien als een negatieve ontwikkeling.

Naast de helling van het litorale gebied geeft de ontwikkeling van de helling van het gehele profiel ook informatie over de ontwikkeling van het gebied. Dit is met name van belang in de Zeeschelde. Hoewel de slikken of platen nog een gunstige helling kunnen hebben door bijv. hardere onderlagen of antropogene versteviging, kan het gehele profiel wijzen op een profiel onder erosiedruk. Daarom moet de ook helling van het gehele profiel bestudeerd worden vanaf het hoogste punt tot in de geul. Een te steile helling in het gehele profiel wijst op een onevenwichtige bandbreedte van habitats en het ontbreken van geleidelijke overgangen (van der Wal et al., 2008; Piesschaert et al., 2008). Dit komt duidelijk tot uiting wanneer we naar de zonering van de oevers kijken. Doorgaans start de versteiling dicht tegen de diepere geul aan en kan als ‘early warning’ dienen voor (ongewenste) schorerosie.

Zeehonden
De zeehonden in de Westerschelde lijken afhankelijk van platen met steilere hellingen (> 1,5% helling, Twisk, 2004). Dit staat mogelijk in relatie tot de lokaal hoge graad van verstoring van deze dieren, waardoor ze in de Westerschelde snel het water moeten kunnen invluchten (Meininger et al., 2003). Er zijn in de huidige toestand voldoende steile hellingen aanwezig voor zeehonden. Daarnaast zijn er ook aanwijzingen dat zeehonden het ook prettig vinden om langs minder steile randen te liggen mits het gebied rustig is en niet verstoord wordt (pers. comm. Dick de Jong).

3.2.4 Hoogtegradiënt

In het laagdynamisch litoraal is de aanwezigheid van voldoende hoogtegradiënt, van subtidaal naar laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal, van groot belang voor het goed ecologisch functioneren van platen en slikken. Niet alleen voor vogels, maar ook voor vestiging van bodemdieren. Zo vestigen bijvoorbeeld kokkels, nonnetjes en wadpieren zich als broed of juvenielen vaak goed in het laagdynamisch hooggelegen litoraal. Echter, als ze volwassen worden geven ze de voorkeur aan het laaggelegen laagdynamische litoraal. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de aanwezigheid van hun predatoren.

Wanneer er sprake is van een volledige aaneengesloten hoogtegradiënt binnen een laagdynamisch gebied kunnen verschillende soorten optimaal met het tij, en over langere perioden, migreren tussen de verschillende hoogtezones.

In de Westerschelde zijn er weinig plaat- en slikgebieden te vinden waar binnen een aaneengesloten laagdynamisch gebied de volledige gradiënt van sublitoraal naar hooggelegen litoraal aanwezig is.

Voor de Zeeschelde wordt het onderscheid in dynamiek niet gemaakt omdat dit op dit moment (nog) niet voldoende goed is vast te stellen en omdat er in dit gebied minder bekend is over het effect van hydrodynamiek op ecologische kwaliteit.

3.2.5 Oeverbreedte t.b.v. zonering van schorren

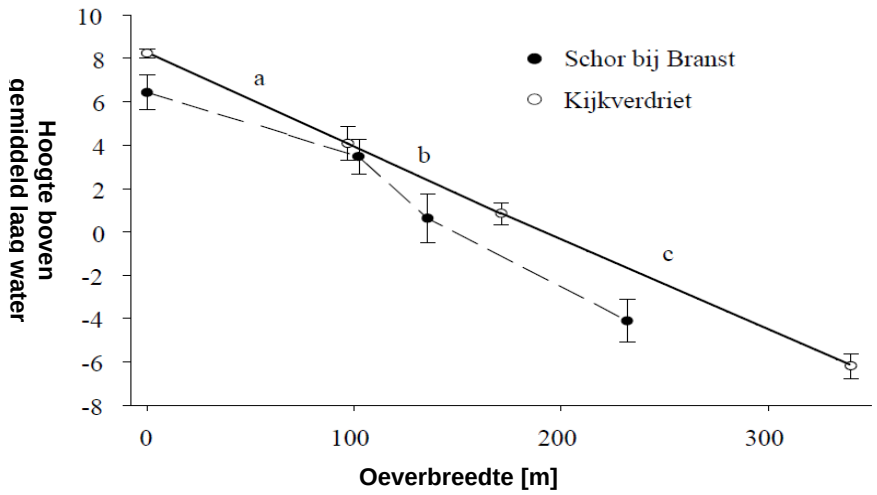
Een schor wordt beschouwd als opgebouwd uit vier opeenvolgende schorzones, gaande van het slik naar de *pionierzone* in de laagste delen, via het *laag-* en *middelhoge schor*, naar het *hoge schor*. De ontwikkeling van slik naar schor zet zich voort tot het schor uitgroeit tot de gemiddelde hoogwaterlijn bij springtij en een evenwichtstoestand bereikt wordt (Allen 2000; French 1993). In de Schelde houdt de ophoging van de oude schorren gelijke tred met de verhoging van de gemiddelde hoogwaterstand (Stapel en de Jong, 1998; Temmerman et al., 2007).

De zones vertegenwoordigen niet alleen een hoogtezonering binnen een schor, maar ook een leeftijdsontwikkeling. Deze laatste wordt op bepaalde momenten teruggedreven, als een onderdeel van een cyclisch proces van opbouw en afbraak. Een specifiek schor kan aan het begin, het midden of het einde van de cyclus verkeren, maar binnen het schor van een compartiment moet er een zeker evenwicht zijn tussen de diverse schorzones. Sterke oververtegenwoordiging van een zone duidt in de regel op verstoring van de natuurlijke processen in het waterlichaam. In de meest gunstige situatie is er sprake van een dynamisch evenwicht tussen de schorzones, omdat er voldoende ruimte is voor het doorlopen van de cyclus.

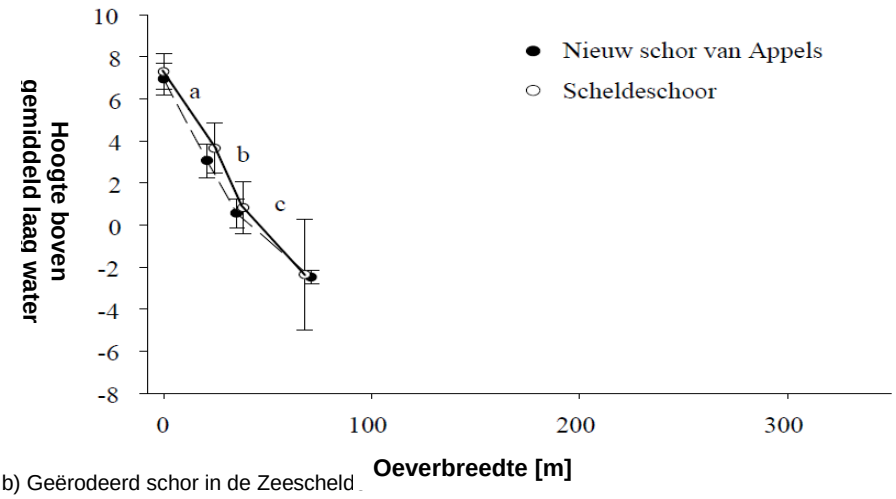
Een goede zonering is gekoppeld aan het verloop van de helling. Zoals eerder aangegeven kan een te steil profiel ervoor zorgen dat er te weinig breedte is voor geleidelijke overgangen tussen de habitats. Zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde is er sprake van het fenomeen ‘coastal squeeze’. Dit houdt in dat door de hogere waterstanden en de vastlegging van het estuarium door dijken intertidale habitats, en met name schorren, verdrinken doordat ze niet meer kunnen migreren naar hoger gelegen delen. De benodigde breedte is afhankelijk van de geuldiepte, hoogwaterstanden en stroomsnelheden. (zie Figuur 3-3).

Voldoende brede slikken en schorren resulteren in een voldoende groot oppervlak aan waardevolle estuariene natuur waar garantie is voor gradiënten tussen de verschillende habitats, voldoende rust en mogelijkheden tot het voltrekken van de fysische en ecologische processen. Binnen het schorhabitat zorgt bijvoorbeeld de reliëfdiversiteit voor zones met andere hydrologische regimes die zorgen voor een verhoogde vegetatiediversiteit. De reliëfdiversiteit op schorren wordt in belangrijke mate gestuurd door erosie- en sedimentatieprocessen vanuit de kreken die het gebied in meer of mindere mate doorsnijden. Vanuit de kreken worden vaak oeverwallen gevormd en ontstaat een variatie in standplaatsfactoren op een transversale gradiënt van de kreek naar het schor. Kreken zorgen op deze manier voor een complexe topografische mozaïek, met als resultaat een grote heterogeniteit in structuur, hydrologie en chemische samenstelling (Bledsoe en Shear, 2000). De kreekverwevenheid, het vertakkingspatroon en de reliëfdiversiteit staat in relatie tot de breedte en oppervlakte die schorren hebben (Brys et al., 2005).

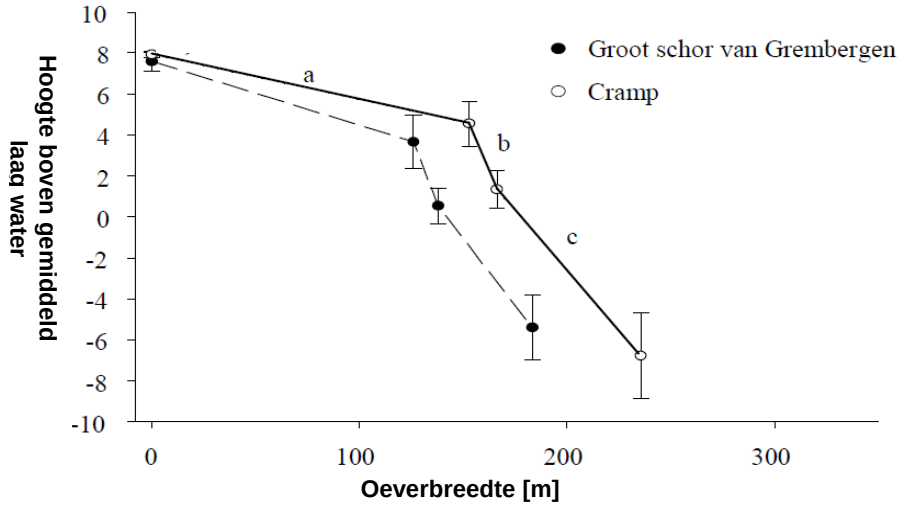
Daarnaast zorgen brede hoger gelegen gebieden voor een buffering tegen overstroming, het dempen van de getij-energie en als natuurlijke bescherming van de dijk, waardoor kan bespaard worden op dijkonderhoudswerken (Hoffmann en Meire, 1997).



a) Natuurlijk schor in de Zeeschelde



b) Geërodeerd schor in de Zeescheld



c) Beschermd schor in de Zeeschelde

Figuur 3-3: Voorbeelden van schorontwikkeling en oeverbreedte van schorren in de Zeeschelde

3.2.6 Diversiteit van flora en fauna binnen de verschillende habitats

Diversiteit soorten en biomassa zijn een indicator voor een gezond habitat dat voldoende en geschikt voedsel levert voor hogere trofische niveaus. In het estuarium zijn macrozoöbenthos, macrofyten, macroalgen en microfytobenthos sturende componenten. Het Macrobenthos speelt een belangrijke rol in het biologisch actief maken/houden van de bodem door bioturbatie die zorgen voor beluchting en/of het opbreken van het substraat. Krabben (Chinese wolhandkrab) zijn actieve gravers en bespoedigen waarschijnlijk de erosie van de schorranden. Macro- (bv. *Vaucheria*) en microalgen kunnen als sedimentstabilisator eveneens belangrijk zijn (Paterson, 1989) en komen voornamelijk voor in gebieden die laagdynamisch zijn.

Het uitgangspunt voor de kwaliteit van schorren is dat vegetatiediversiteit per schorzone voldoende hoog is met een evenwichtige verdeling van schorzones. Een afname in vegetatiediversiteit wijst op een uniformering van een schorgebied. Dit gaat vaak gepaard met een toename in de oppervlakte aan climaxvegetatie. Beheer kan de vegetatiediversiteit beïnvloeden, erosie kan vegetatietypen uit de pionierszone, laag en zelfs midden schor wegslaan.

De diversiteit van het aanwezige macrozoöbenthos en de verschillende vegetatietypen wordt uitgewerkt in de communicatie-indicator *Flora en Fauna*.

3.2.7 Benthische microalgen

De primaire producenten, fytoplankton en microfytobenthos, vormen de basis van een ecosysteem omdat ze zorgen voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht van het ecosysteem.

De evaluatie van de primaire productie in de waterkolom wordt behandeld in de toetsparameter *Algenbloei* (zie *Waterkwaliteit*). De daar gevolgde logica wordt hier, voor de op de bodem levende algen, in grote lijnen gevolgd. Echter, omdat het monitoringsprogramma minder uitgebreid is voor benthische algen kan de benthische primaire productie nog niet worden toegepast als rekenparameter.

Het microfytobenthos zijn de algen die leven op de bodem, al dan niet gehecht aan sedimentpartikels. De primaire productie van microfytobenthos kan 50% of meer bedragen van de totale primaire productie in een estuarium (Underwood en Kromkamp 1999). Microfytobenthos zijn ook belangrijke ecosysteembouwers omdat ze relatief grote hoeveelheden extracellulaire polymere substanties uitgescheiden met name tijdens de verticale migratie. Hiermee stabiliseren ze het sediment (Paterson, 1989; Underwood en Kromkamp, 1999; Underwood en Paterson, 2003). Behalve stabilisatie van het sediment vangt het extracellulaire polymere substanties ook fijn sediment in, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbetert.

Er zijn drie vormen microfytobenthos:

- epipsammon, vnl. kleine pennate diatomeeën (< 10 µm), die zich stevig aan zandkorrels hechten. Dit type vindt men vooral in de gebieden met een grotere getijde-energie.
- Epipelon, vnl. pennate diatomeeën (> 10 µm). Deze pennate diatomeeën vertonen verticale migratie. Deze migratie lijkt onder controle te staan van een endogene klok, omdat het migratieritme doorgaat als een sediment-core in het donker wordt geplaatst in afwezigheid van een getij (Serôdio et al. 1997). De diatomeeën migreren alleen naar de oppervlakte als het laagwater overdag valt. Epipelon vindt men vooral op het zachtere sediment met een hoog silt/fijn zand gehalte. Maar ook in zandiger sediment komt epiplon voor, mits het gebied laagdynamisch is.

- Tychoplanktonisch microfytobenthos: Deze algen hebben zowel een bentische als pelagische levenswijze.

Het belang van microfytobenthos in estuaria is voor een deel afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied. Epipelon is meestal in hogere concentraties aanwezig dan epipsammon. Epipelische diatomeeën dragen een eigen, deels benthisch voedselweb (slakken als *Hydrobia* sp., garnaaltjes als *Corophium* sp., en predatoren als zagers (*Nereis* sp.)).
Daarnaast is het type sediment belangrijk. In zandigere sedimenten vind men vooral borstelwormen als *Arenicola* sp. en soorten met filtrerende voedingswijze waaronder vele schelpdiersoorten, deze organismen zijn vooral afhankelijk van het fytoplankton, de rest van epipelon.

Door het verschijnsel van verticale migratie en variabele sedimentsamenstelling is het moeilijk om de microfytobenthos biomassa op de schaal van een getijdeplaat te meten. Momenteel wordt slechts 4x per jaar het microfytobenthos bepaald in de Westerschelde. In Vlaanderen wordt het microfytobenthos maandelijks bemonsterd in het zomerhalfjaar op een beperkt aantal locaties. Een intensieve monitoring van het microfytobenthos is echter essentieel omdat de weersomstandigheden invloed hebben op de metingen. Bij een lage meetfrequentie zal het moeilijk zijn om weereffecten te onderscheiden van veranderingen in biomassa. Inzicht in de ruimtelijke verdeling van benthische algenbiomassa is tegenwoordig zeer goed te verkrijgen met *remote sensing* – zij het dat dit i.h.a. met een lage temporele resolutie is van slechts één of enkele beelden per jaar (van der Wal et al. 2010. Dat houdt in dat het aantal meetpunten waar met een hoge temporele resolutie gemeten wordt, relatief beperkt kan zijn. Het is dan ook aan te bevelen om een optimale uniforme strategie te ontwikkelen voor zowel het Nederlandse en het Vlaamse deel. M.b.v. *remote sensing* gecombineerd met een set maandelijkse metingen kan een minimum aantal locaties worden vastgesteld dat nodig is om een gebiedsdekkend beeld te krijgen.

In Nederland wordt de primaire productie van microfytobenthos niet gemeten. In de (Zee)schelde en haar zijrivieren wordt dit sinds kort wel gedaan. Er zijn verschillende technieken beschikbaar om primaire productie van microfytobenthos te meten die zo hun voor en nadelen hebben. Uiteraard zijn we gedurende de evaluatie afhankelijk van de beschikbare meetgegevens, maar we dienen ons wel te realiseren dat die gegevens bestaan uit afgeleiden, en niet zo maar uitwisselbaar zijn.

Omdat de data voor een adequate evaluatie van het microfytobenthos onvoldoende aanwezig zijn, is het niet mogelijk om een kwantitatieve evaluatie uit te voeren. Daarom zal eerder naar trends gekeken worden. Trends in chlorofyl-a, als maat voor de biomassa, kunnen helpen bij het verklaren van trends in andere parameters, zoals aanwezigheid van bepaalde bodemdieren en variabiliteit van sedimentsamenstelling. Maar trends in chlorofyl-a op zich zijn moeilijk te evalueren. Daarnaast is het is niet de hoeveelheid chlorofyl-a die van belang is voor een goed functioneren, het is de mate van energiedoorstroming (zie ook toetsparameter Algenbloei binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit*). Daarom stellen we hier voor om de benthische algen en het chlorofyl-a als verklarende parameter te beschouwen en niet als rekenparameter.

Als in de toekomst wel een goede dataset (voldoende primaire productie data en chlorofyl-a data) beschikbaar is, kunnen benthische algen wel opgenomen bij de toetsparameters en geëvalueerd worden aan de hand van hun P:B ratio.

3.3 Rekenparameters en criteria

3.3.1 Laagwaterstrook grenzend aan laagdynamisch litoraal habitat

De laagwaterlijn is de overgang tussen het subtidaal en het litoraal. De lengte van de laagwaterlijn grenzend aan laagdynamische habitat op platen en slikken binnen een compartiment wordt bepaald door: het aantal platen, de grilligheid van de laagdynamische plaatrand en de aanwezigheid van kortsluitgeulen en kleinere kreken in de laagdynamische gebieden op de platen.

Wanneer we kijken naar de ontwikkeling van de laagwaterlijn in de Westerschelde tussen 1954 en 2004 is er een duidelijke afname van de lengte van de laagwaterlijn. Dit wordt veroorzaakt doordat de platen meer aaneen gegroeid zijn en hoger en droger zijn geworden waardoor de kortsluitgeulen minder aanwezig zijn (Cleveringa, 2007). In deze analyse is enkel gekeken naar de totale laagwaterlijn en is geen onderscheid gemaakt tussen de laagwaterlijn in hoogdynamische of laagdynamische gebieden. Dit blijkt in de praktijk extreem variabel te zijn en voorgesteld wordt om in de toekomst te gaan werken met een strook met droogvalduur 0-20%, grenzend aan laagdynamisch habitat. Of deze parameter minder variabel is en wel een trend weergeeft, moet duidelijk worden in de T2015.

<u>Referentiewaarde</u>
Een exacte referentiewaarde voor de gewenste lengte van de laagwaterlijn langs laagdynamische gebieden is nog niet bepaald. Hiervoor zal gekeken moeten worden naar de historische ontwikkeling van de laagwaterlijn in laagdynamische plaatgebieden. Daarnaast zal gekeken moeten worden naar de benodigde lengte voor het goed functioneren van het estuarium voor de soorten die hiervan afhankelijk zijn.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een afname van de lengte van de laagwaterstrook langs laagdynamisch intergetijdengebied wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling.

3.3.2 Helling van het litoraal en het gehele profiel

De helling van de platen, slikken schorren en het gehele profiel kan met behulp van de bathymetrische opnames aangevuld met LIDAR en RTK-DGPS opnames van de raaien op het slikken, platen en schorren, relatief eenvoudig geëvalueerd worden voor het gehele Schelde-estuarium. Hierbij wordt per compartiment gekeken naar de ontwikkeling in de tijd van *de helling* van de platen, slikken en schorren en de *gemiddelde helling* van het gehele profiel. Voor de Westerschelde kan hier nog een onderscheidt naar dynamiek in aangebracht worden.

Een onveranderde helling binnen een compartiment hoeft niet te betekenen dat er lokaal geen veranderingen zijn opgetreden. De netto hellingsverandering kan namelijk in evenwicht zijn met de veranderingen elders.

<u>Referentiewaarde helling litoraal</u>
Een exacte referentiewaarde voor de gewenste helling in de litorale gebieden is nog niet bepaald en zeker voor de steltlopers op de platen en slikken in de Westerschelde is de relevantie van deze parameter nog niet duidelijk, i.t.t. de situatie in de Zeeschelde, waar een algehele versteiling aan de orde is en negatief lijkt te werken op het systeem.

Op basis van een historische analyse van de ontwikkelingen in de helling van het intertidaal langs de Zeeschelde (Van Braeckel 2012) wordt voorgesteld om de volgende grenswaarden te hanteren:

- Voor het mesohalien (OMES segment 9) slikhelling 2,5%

- Voor het oligohalien en het zoete deel met lange verblijftijd tot Baasrode (OMES segment 10-15) 5%
- De overige segmenten 7,5%

Totdat aangetoond wordt dat deze parameter ook relevant is voor de vogels in de Westerschelde wordt hij vooralsnog alleen meegenomen in de evaluatiemethodiek voor de Zeeschelde.

Referentiewaarde helling geheel profiel

In de literatuur wordt aangegeven dat natuurlijke oevers evolueren naar een stabielere, flauwe helling die tussen de 2,5% en 5% ligt (Van de Koppel et al., 2005; Cox et al., 2003; Van der Wal et al., 2008; Van den Neucker et al., 2008).

In het kader van de IHD's en de KRW is een benadering gegeven voor de helling van het volledige profiel van hoog schor tot de geul. Op basis hiervan wordt gesteld dat voor het gehele profiel in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde een hellingspercentage van meer dan 2.8% een profiel onder erosiedruk is. Voor het gehele profiel in de andere delen van Zeeschelde wordt gesteld dat een hellingspercentage van 5% een profiel onder erosiedruk is.

Historische data

De historische ontwikkeling van de sublitorale habitats kan geconstrueerd worden op basis van de oude bathymetrische gegevens. Voor de intertidale habitats is dit lastiger omdat historische metingen van slikken en schorren nauwelijks te vinden zijn. Voor de Beneden-Zeeschelde kan beroep gedaan worden op het werk van De Smedt (1969), die in 1966-1967 een geomorfologische beschrijving van de Schelde-oevers maakte van de grens tot aan de Rupelmonding (Piesschaert et al., 2008). Voor de Westerschelde worden sinds de jaren tachtig profielen opgemeten.

3.3.3 Hoogtegradiënt laagdynamisch habitat

Een goed functionerende plaat of slik bestaat uit laagdynamisch habitat waarin de volledige gradiënt aan hoogte van sublitoraal naar laag, middelhoog, hooggelegen en supralitoraal gebied aaneengesloten aanwezig is.

Referentiewaarde

De referentiewaarde bestaat uit het wel of niet aanwezig zijn van een volledige aaneengesloten gradiënt in hoogte zones op een plaat of slik. Een toename van platen en slikken met aaneengesloten laagdynamische hoogte zones wordt gezien als gunstig.

3.3.4 Zonering schorhabitat

Een evenwichtig schor is opgebouwd uit vier zones welke alle vier in voldoende mate voorkomen.

Referentiewaarde

Er is sprake is van een evenwichtige situatie wanneer het oppervlak van iedere zone binnen het schorhabitat (pionierschor, laag schor, middelhoog, hoog schor) minimaal 5% en maximaal 40% van het totaal schoroppervlak binnen een compartiment is. Voor de pioniervegetatie is dit reeds aangegeven in de rekenparameter *oppervlak pioniervegetatie*.

Deze referentiewaarde is echter alleen gevalideerd voor de polyhaliene vegetaties. In de beschikbare vegetatiekaarten voor de Zeeschelde is geen onderverdeling opgenomen in de hoogtezones die voor deze kwaliteitsparameter benodigd zijn. Deze parameter is daarom voor de Zeeschelde momenteel niet te berekenen. Uit de vegetatiemodellering van het INBO blijkt dat deze hoogte-indeling ook niet goed werkt voor de mesohaliene zone. (Van Braeckel et al. 2008).

Binnen elke zone van het schorhabitat is het verder nog van belang dat de climaxvegetatie niet meer dan de helft van het oppervlak van de betreffende schorzone bedekt. De vegetatiesamenstelling wordt in de piramide *flora en fauna* bepaald.

3.3.5 Breedte schorhabitat

Voor het goed functioneren van het schorhabitat is er een minimale breedte nodig, zodat de verschillende kenmerkende onderdelen van het habitat, zoals de verschillende hoogte- en vegetatiezones, maar ook kreken en prielen naast elkaar kunnen bestaan. Voor het Schelde-estuarium wordt aangenomen wordt dat de minimale breedte van een schor 75 tot 100 m is. Deze waarde is ontleend aan waarnemingen aan de Zeeschelde en toegepast op de Westerschelde. Bij deze breedte is er voldoende ruimte voor de aanwezigheid van een kreek. Schorren die smaller zijn dan 75-100 m tonen een steiler profiel en zijn vaak onderhevig aan erosieprocessen (Piesschaert et al., 2008). Voor de Westerschelde is een nadere onderbouwing van de minimumbreedte voor aanwezigheid van kreken, de verschillende hoogtezones en pionierschor gewenst.

In een memo met aanbevelingen voor communicatieparameter Leefomgeving van Cleveringa (2014b) wordt gesteld dat in deze parameter weinig ontwikkeling zit in het tijdsbestek van jaren. Deze evaluatie kan eventueel over een periode van meer dan zes jaar plaatsvinden.

3.3.6 Oeverbreedte t.b.v. schorhabitat

Voor dynamiek van het schor is een voldoende brede oever vereist tot aan de laagwaterlijn. Schordynamiek bestaat uit het de vestiging van pioniervegetatie op een hooggelegen slik, de ontwikkeling daarvan tot een schor en de geleidelijke erosie van het schor door (klif)erosie. De voldoende brede oever is noodzakelijk voor de sedimentatie op het slik, zodanig dat de vestiging van pioniervegetatie mogelijk is en voor verdere ontwikkeling van het schor.

<u>Zeeschelde</u>
Voor de Boven Zeeschelde wordt aangenomen wordt dat de minimale breedte van de oever 75 tot 300 m is en voor de rest van Schelderivier en zijrivieren 230 m (deze laatste twee waarden zijn ontleend aan de KRW; Cleveringa 2014a).
<u>Westerschelde</u>
In de Westerschelde wordt uitgegaan van veel bredere oevers van 1 tot 2 km. Deze breedte is gebaseerd op de vuistregel dat de schorgebieden in de Westerschelde hiermee voldoende ruimte hebben voor de afbrekende en opbouwprocessen van de schorontwikkeling (pers comm Dick de Jong).

In de T2009 is een analyse uitgevoerd op de trend in ontwikkeling van een minimale oeverbreedte van 1 km in de Westerschelde. Vooralsnog ontbreken criteria voor een minimale lengte van oever met de aangegeven minimale breedtes.
De parameter is in de T2009 uitgewerkt zonder rekening te houden met de aanwezigheid van geulen (Geul Zimmerman) en geulrelicten (Boerengat, Geul van Baarland) die de potentiële ontwikkeling van schor beperken. Aanbevolen wordt om hiervoor een eenduidig te hanteren (en in GIS uitvoerbaar) criterium af te leiden.

3.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter Kwaliteit

3.4.1 Bestaande wetgeving en normen

De rekenparameters binnen de toetsparameter kwaliteit zijn niet opgenomen in wettelijke kaders, m.u.v. de parameters voor minimale oeverbreedtes voor schorren in de Zeeschelde die zijn ontleend aan de KRW (Cleveringa 2014a).

3.4.2 Beoordeling rekenparameters

Tabel 3-1: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Kwaliteit

Toetsparameter Kwaliteit	
Rekenparameter	**Beoordeling**
Laagwaterstrook 0-20% droogvalduur, grenzend laagdynamisch plaat- en slikhabitat	• Een exacte referentiewaarde per laagdynamisch plaat- en slikhabitat is nog niet voorhanden. • Trendontwikkeling: Afname van de laagwaterlijn, dan wel een zone met een lange overspoelingsduur langs het laagdynamische plaathabitat binnen een compartiment word gezien als ongunstig.
Helling litoraal (Zeeschelde)	• • OMES segment 9 – 2,5 % • OMES segment 10-15 - 5% • Overige delen Zeeschelde 7,5%

Helling geheel profiel (Zeeschelde)	• Versteiling van het gehele profiel binnen een compartiment is ongunstig.
	  o Westerschelde + Beneden Zeeschelde > 2.8 %
	  o Boven Zeeschelde, zijrivieren en bovenlopen > 5%

Hoogtegradiënt laagdynamisch habitat	• Een exacte referentiewaarde per laagdynamisch habitat is nog niet voorhanden. • Aanwezigheid van een aaneengesloten overgang van laag naar hooggelegen gebieden binnen een laagdynamische habitat is gunstig. • Trendontwikkeling: Een toename van een aanwezige hoogtegradiënt in het laagdynamisch habitat is een gunstige ontwikkeling.
Zonering schorhabitat	• Aandeel van iedere zone (pionier, laag schor, middelhoog schor en hoog schor) binnen het schorhabitat per compartiment van de Westerschelde is minimaal 5% en maximaal 40%. • Het aandeel climaxvegetatie binnen een zone van het schorhabitat is niet meer dan 50 %.
Breedte schorhabitat	• 75-100 meter
Oeverbreedte voor schorhabitat	• Boven Zeeschelde 300 meter • Rest Schelde rivier + zijrivieren 230 m • Westerschelde 1 kilometer

3.4.3 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 konden de meeste rekenparameters met betrekking tot de toetsparameter *Kwaliteit* bepaald worden, m.u.v. de parameter schorzonering voor de compartimenten in de Zeeschelde. Ook voor de parameter ‘helling’ kon nog geen trend worden bepaald omdat er slechts één opname beschikbaar is. Een evaluatie ten opzichte van exacte criteria was nog niet mogelijk omdat de exacte criteria nog niet bepaald zijn. Voorgesteld wordt om onderzoek uit te zetten zodat in de toekomst deze referentiekaders wel bepaald kunnen worden.

Op basis van de trendontwikkeling van de rekenparameters kon al wel een uitspraak gedaan worden of de waargenomen ontwikkeling gewenst of ongewenst is. Voor het bepalen van de trendontwikkeling moet dan gebruik gemaakt worden van de historische data.

Voor beoordeling van de evolutie in de kwaliteit na de start van de verdiepingswerken kan de berekening van de T2009 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren.

4 Toetsparameter: Turn-over

4.1 Inleiding

Natuurlijke estuaria ontwikkelen zich niet tot een stadium van homeostase, maar doorlopen steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Het bestaan van habitats wordt dus bepaald door een dynamische wisselwerking van processen die geassocieerd zijn met de accumulatie en erosie van sedimenten. Sedimentatie leidt meestal tot een verticale groei van het intergetijdengebied en is één van de belangrijkste factoren voor de ecologische processen binnen deze systemen (Reed 1989).

Habitat turn-over is de omzettingsdynamiek van het ene habitat naar het andere op een specifieke locatie. Dit geeft inzicht in de vraag of er een het evenwicht is tussen de afbrekende en opbouwende processen in het estuarium. In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een zekere mate van habitat turn-over, maar er moet ook sprake zijn van stabiliteit van het habitat op een locatie. Bij de beoordeling moet gekeken worden naar systematische verandering van het habitat op een locatie. Systematische veranderingen kunnen een lokaal fenomeen zijn, maar kunnen ook worden gestuurd door fysische krachten op de macro- en megaschaal.

4.2 Effecten van veranderingen in turn-over

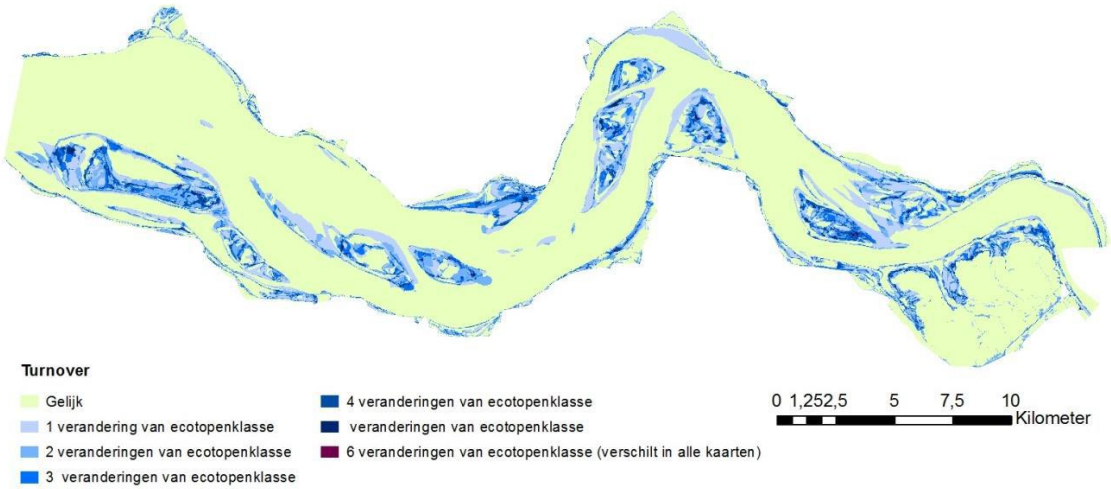
4.2.1 Vestiging en ontwikkeling

De habitat turn-over op middellange termijn kan initieel veroorzaakt worden door directe ingrepen in het systeem zoals bodemberoerende activiteiten (baggeren, zandwinning of storten) en/of door indirecte effecten die de hydro-morfodynamiek beïnvloeden. Afhankelijk van de tijdstermijn en de overgang tussen specifieke habitats kan de turn-over in een gebied groter of kleiner zijn.

Een hoge mate van habitat turn-over over een korte tijdsperiode is nadelig voor de vestiging en ontwikkeling van bodemdiergemeenschappen en vegetatieontwikkeling. Bodemdieren zijn doorgaans kortlevend (behalve langlevende schelpdieren) of hebben nood aan stabiele bodems om zich te kunnen vestigen (Ysebaert, 2000).

4.3 Rekenparameters en criteria

De turn-over binnen de compartimenten kan worden bepaald aan de hand van de ecotopenkaarten (dit bepaald meteen de tijdstermijn waarover de mate van turn-over bepaald kan worden). Hiervoor wordt voor elk gebied bepaald welke overgangen van het ene ecotoop naar het andere op een locatie heeft plaatsgevonden. Een voorbeeld voor de Westerschelde is gegeven in de figuur 4-1. In deze figuur is een kaart waarin is aangegeven hoe vaak een gebied van ecotopenklasse is veranderd. De morfologie van de Westerschelde is nog steeds duidelijk afleesbaar in deze afgeleide kaart, omdat de hoofd – en nevengeul en het Land van Saeftinghe voornamelijk langs de randen van ecotopenklasse veranderen. De meeste veranderingen vinden plaats op de plaatcomplexen en langs de randen van de slikken (Cleveringa 2014). Deze figuur is gebaseerd op een analyse van de ecotopenkaarten van 1996, 2001, 2004, 2008, 2010, 2011 en 2012.



Figuur 4-1: Turnoverkaart waarin aangegeven hoe vaak een gebied van ecotopenklasse is veranderd in de periode 1996-2012. (Cleveringa 2014)

Aan de hand van de gemiddelde turn-over per compartiment wordt een beeld van de stabiliteit binnen een compartiment gegeven. De turn-over per plaat of slik zoomt in binnen een compartiment en geeft inzicht in de stabiliteit van de afzonderlijke gebieden.

4.3.1 Gemiddelde turnover

Er wordt een beeld van de gemiddelde turn-over per compartiment over 2 tot 3 jaar verkregen door het oppervlak aan veranderingen te delen door het totale oppervlak van het compartiment. De serie van zes ecotopenkaarten die beschikbaar is voor Westerschelde heeft steeds een verschillende tijdsduur tussen kaarten. De ordegrootte van de turnover bedraagt over de hele periode van 15 jaar ruim 20% van het totale areaal. Van kaart tot kaart varieert de turnover van circa 10% voor de langere periodes naar circa 6% voor de korte periodes. Een goede onderlinge kwantitatieve vergelijking van deze (mate en snelheid van) veranderingen tussen de verschillende perioden is niet mogelijk, vanwege de verschillende tijdsduur tussen de ecotopenkaarten (Cleveringa 2014a).

<u>Referentiewaarde</u>
Een exacte waarde voor de maximale toegestane gemiddelde turn-over in de compartimenten is nog niet voorhanden. Voor het bepalen van een referentiewaarde zal gekeken moeten worden naar de historische ontwikkeling en de toegestane maximale gemiddelde turn-over binnen een compartiment voor het goed functioneren van het estuarium.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van het belang van stabiliteit van gebieden wordt gesteld dat een verhoging van de gemiddelde turn-over voor plaat-slik en geul ecotopen ongewenst is.

Voor schorecotopen ligt dit iets anders. Schorren vertonen een natuurlijke cyclus van periodes van aangroei en afslag (van der Wal et al. 2008). Deze natuurlijke cyclus vindt plaats op een tijdschaal van decaden (pers. comm. Tjeerd Bouma, NIOZ). In het kader van ecologische waarde van het systeem is een zekere mate van turn-over voor schorren gewenst. Schorren die zich door bv. harde begrenzingen niet kunnen uitbreiden en niet kunnen afslaan verouderen en vormen uiteindelijk een minder rijk en divers habitat. Pionierschor is per definitie een niet stabiel ecotoop. Echter als alle pionierschor zich uiteindelijk tot schor ontwikkelt, zou dit uiteindelijk leiden tot een gestage afname van het onbegroeide intergetijdengebied. Een exacte gewenste referentiewaarde is op dit

moment nog niet voorhanden. Op basis hiervan wordt gesteld dat een duidelijke verhoging of verlaging van de turn-over van schor, pionierschor en slik niet gewenst is.

4.3.2 Turn-over plaat, slik of schorgebied

Referentiewaarde
Een exacte referentiewaarde voor de maximale of gewenste gemiddelde turn-over in een plaat of slikgebied over een periode van 2 tot 3 jaar is nog niet voorhanden. Voor het bepalen van een referentiewaarde zal gekeken moeten worden naar de historische ontwikkeling en het de wenselijke maximale turn-over voor het goed functioneren van de platen en slikken binnen het estuarium.

Omdat een exacte referentiewaarde nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van het belang van stabiliteit van gebieden wordt gesteld dat een verhoging van de turn-over per plaat en slikgebied ongewenst is.

4.4 Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Turn-over

4.4.1 Bestaande wetgeving en normen

De rekenparameters binnen de toetsparameter turn-over zijn niet opgenomen in wettelijke kaders.

4.4.2 Beoordeling rekenparameters

Tabel 4-1: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Turn-over

Toetsparameter Turn-over	
Rekenparameter	**Beoordeling**
Gemiddelde turn-over	• Een exacte referentiewaarde per compartiment is nog niet voorhanden. • Trendontwikkeling: Een verhoging van de gemiddelde turn-over binnen een compartiment is ongewenst.
• Turn-over plaat-slik • Turn-over schor - slik	• Een exacte referentiewaarde per plaat, slik of schor is nog niet voorhanden. • Trendontwikkeling: Een verhoging van de turn-over binnen plaat en of slikgebieden en een verhoogde turnover van schor-slik is ongewenst. •

4.4.3 Toepassing in de T2009

Voor de T2009 konden in principe alle rekenparameters met betrekking tot de *Turn-over* bepaald worden, voorop gesteld dat ecotopenkaarten met een regelmatig interval beschikbaar zijn. Een evaluatie ten opzichte van exacte referentiewaarden is nog niet mogelijk omdat de exacte waarden nog niet bepaald zijn.

Op basis van de trendontwikkeling van de rekenparameters kan in principe een uitspraak gedaan worden of de waargenomen ontwikkeling gewenst of ongewenst is. Voor het bepalen van de trendontwikkeling zal gebruik gemaakt moeten worden van de historische data. Het bleek echter dat de historische ecotopenkaarten op een onregelmatig interval beschikbaar zijn. Voor een trendanalyse is het noodzakelijk dat deze kaarten elk jaar of elke twee jaar beschikbaar zijn. Zodra er een methode is om ecotopenkaarten retrospectief consistent te genereren kan deze parameter op basis hiervan getoetst worden.

Uiteraard moet er in de toekomst toegewerkt worden naar harde criteria voor turnovertijden. Hierbij moet echter wel worden opgemerkt dat voor harde criteria nog enig fundamenteel onderzoek noodzakelijk is en dat we in de nabije toekomst nog met de trendanalyse zullen moeten werken.

Voor beoordeling van de evolutie in de *Turn-over* na de start van de verdiepingswerken kan de berekening van de T2009 als eerste referentie dienen. Wanneer alle referentiewaarden beschikbaar zijn worden de waarden van de T2009 hierdoor vervangen en kan de beoordeling uitgevoerd worden aan de hand referentiewaarden opgesteld vanuit het ecologisch functioneren

5 Verklarende parameters

De fysische leefomgeving binnen een ecosysteem wordt beïnvloed door tal van factoren. Met de 3 toetsparameters (oppervlak, kwaliteit en turn-over) wordt de toestand van het morfologische ecosysteem beoordeeld. Een positieve score voor de 3 toetsparameters wijst uit dat het goed gaat met de kwaliteit van de leefomgeving. Bij problemen zullen echter de toetsparameters alleen niet de onderliggende oorzaken kunnen aanwijzen. Bijkomende verklarende parameters zijn hiervoor vereist. Deze verklarende parameters moeten trends in de toetsparameters helpen achterhalen. Voor de verklarende parameters zelf worden hier meestal geen criteria opgesteld, maar wordt gekeken hoe trends in deze verklarende parameters in verband kunnen staan met trends in de toetsparameters. In een aantal gevallen kunnen gehele communicatieparameters (bv “waterkwaliteit” en “Plaat-Geulsysteem” verklaringen bieden voor afwijkingen in waarnemingen van de verwachte toestand.
De verklarende parameters die voor deze communicatieparameter zijn geïdentificeerd zijn:

- Zoutgehalte
- Stroomsnelheid
- Golven
- Waterstand
- Substraattype
- Plaat-Geulsysteem
- Waterkwaliteit
- Vegetatieontwikkeling
- Benthische algen
- Ingrepen.

Deze parameters worden hieronder verder toegelicht, waarbij enkele parameters gegroepeerd zijn.

5.1 Zoutgehalte

Zoutgehalte is van alle parameters in het Zoute Wateren Ecotopenstelsel de meest sturende factor op biota (Bouma et al. 2005, Van Wesenbeeck et al. 2010). Niet voor niets is zoutgehalte de belangrijkste basis voor de zone-indeling van het estuarium. Zie zowel de inleiding als de verklarende parameters in paragraaf 6.3 in de sectie over de communicatieparameter “Waterkwaliteit”. Deze zal dus altijd meegenomen moeten worden als verklarende parameter. Veranderingen in zoutgehalte kunnen optreden door natuurlijke oorzaken (bv. veranderingen in zoetwaterbelasting door klimaatverandering) of kunnen worden veroorzaakt door directe menselijke ingrepen. Deze parameter zal daarom als verklarende parameter meegenomen moeten worden.

5.2 Hydrodynamiek

(naar Bouma et al, 2005)

5.2.1 Stroming

De hydrodynamiek bepaald in grote mate of bodemdieren kunnen voorkomen of niet. Wanneer de stroomsnelheid of de golfwerking dusdanig hoog is dat het sediment regelmatig in beweging en/of in suspensie wordt gebracht, moeten bodemdieren moeite doen om op hun plaats te blijven. Dit kan door zich dieper in te graven, maar als dit niet lukt worden de bodemdieren weggespoeld. Op plaatsen waar de bovenste laag van de bodem vrijwel continu in beweging is, komen alleen enkele soorten voor die aan dergelijke hoogdynamische omstandigheden goed aangepast zijn.

De hydrodynamiek beïnvloedt ook de vestiging van bodemdieren. Veel bodemdieren verblijven de eerste weken van hun leven als larven in de waterkolom. De plaats waar de postlarvale bodemdiertjes zich kunnen vestigen in het sediment wordt voornamelijk bepaald door de stroomsnelheid en turbulentie van het water en de daardoor veroorzaakte beweging van het sediment (Bouma et al., 2001a). In een later levensstadium komen veel bodemdieren, zoals Kokkels (*Cerastoderma edule*) en Nonnetjes (*Macoma balthica*), nogmaals in de waterkolom terecht. Dit kan zowel actief als passief gebeuren. Via de waterkolom kunnen deze, in principe in het sediment levende, dieren zich toch verplaatsen naar andere gebieden. De getijdenstromingen hebben een grote invloed op deze secundaire verspreiding.

Indirect is de hydrodynamiek (hier: stroming) van invloed op het voedselaanbod voor bodemdieren. Dit geldt vooral voor de bodemdieren die de voedseldeeltjes (fytoplankton) uit het water filteren (filter-feeders). Het voedselaanbod van deze dieren wordt voor een deel bepaald door de hoeveelheid water, en daarmee de hoeveelheid voedsel, die langs stroomt. Bij een te lage stroomsnelheid en te weinig menging kan, vooral in het geval van hoge dichtheden, voedseltekort optreden. Aan de andere kant kan een te hoge stroomsnelheid en een te grote hoeveelheid gesuspendeerd sediment negatieve effecten op de groei hebben. In zeer troebele estuaria komen dan ook weinig filter-feeders voor.

<u>In de geulen</u>
Voor het bepalen van de stoomsnelheden in de geulen kan gebruik gemaakt worden van de huidige stromingsmodellen. Wanneer de stroomsnelheid boven de 0,8 m/s uitkomt wordt dit gezien als een hoogdynamisch gebied. Deze 0.8 m/s is gebaseerd op het feit dat boven deze stroomsnelheid ribbels worden gevormd waardoor een groot deel van het zand in beweging is en getransporteerd wordt. Op dergelijke hoogdynamische locaties is de bodem tot op een zekere diepte voortdurend in beweging.
<u>In het litoraal</u>
De stromingsmodellen die tot nu toe gebruikt werden om ecotopenkaarten mee te genereren (ScalWEST) geven in het litoraal onvoldoende nauwkeurigheid. Daarom wordt er gebruik gemaakt van een alternatieve manier om de mate van dynamiek te bepalen. Er wordt gebruik gemaakt van de geomorfologische kaarten. De geomorfologie wordt gekarteerd met behulp van luchtfoto's, die genomen zijn bij een zo laag mogelijke waterstand. Op deze foto's zijn allerlei fenomenen te onderscheiden die samenhangen met de invloed van stroming en golven. Bijvoorbeeld zal bij lage hydrodynamische omstandigheden de bodem op de foto (nagenoeg) vlak lijken, terwijl bij hoge stroomsnelheden er (mega)ribbelpatronen te zien zijn.
De indeling van de geomorfologische kaart is in:

- Schor
  - open of gesloten schor
  - grote schorkreek
- slik/plaat
  - hoog- of laagdynamisch slik/plaat of grote schorkreek
- hardsubstraat
  - natuurlijk of kunstmatig
- duin
- overig.

Een nadeel van de geomorfologische kaart is dat deze alleen gemaakt kan worden voor jaren waarvan luchtfoto's beschikbaar zijn. Voor een toekomstige situatie of voor scenarioberekeningen kan er uiteraard geen geomorfologische kaart worden gemaakt.
Er zijn intussen zowel metingen als veel betere stromingsmodellen beschikbaar die veel beter presteren in het intergetijdengebied en het ligt voor de hand om in de toekomst te werken aan een methodiek voor het karakteriseren van dynamiek die uniform is in het litoraal en het subtidaal.
Dit zal zeker nog niet beschikbaar zijn voor de T2015. Hiervoor zal dus bekeken moeten worden waar stroming in het veld mogelijk afwijkt van de classificatie voor de parameter

“hydrodynamiek” in de ecotopenkaarten, op basis van de beschikbare metingen en de beschikbare modellen.

5.2.2 Golven

De manier waarop het ecotopenstelsel wordt toegepast bij het maken van ecotopenkaarten in de Schelde wordt voor de parameter hydrodynamiek het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch alleen gemaakt op basis van stroomsnelheid. In ondiep water en zeker in het intertidaal vormen golven een belangrijk aandeel in de hydrodynamische stress op de bodem. Golven verklaren dan ook een deel van de variantie van de ruimtelijke verdeling van bodemdieren (Reinders en Van Duren 2013). In de nabije toekomst zal meer gericht onderzoek op golven (zowel wind-gedreven als scheepsgolven) de relatie tussen deze parameter en ecologie moeten verduidelijken. Indien nodig moeten golven ook meegenomen worden in de parameter hydrodynamiek (in het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch), hetzij naast stroomsnelheid, hetzij als geïntegreerde parameter. Dit onderwerp staat al aangegeven als een belangrijk punt in de Agenda van de Toekomst.

5.3 Waterstand en bathymetrie

(naar Bouma et al, 2005)

De droogvalduur is een belangrijke factor voor het gedrag van vogels en bodemdieren. Verder is het ook bepalend voor het voorkomen van bepaalde (water-)plantensoorten. De droogvalduur heeft een directe invloed op het voorkomen en op de groei van bodemdieren in het zachte substraat. Er is duidelijk een grens waarboven bodemdieren niet voor kunnen komen doordat ze daar te kort onder water staan om te kunnen overleven (Reise, 1985).

Droogvalduur wordt bepaald door twee andere parameters: bathymetrie en waterstand. Zowel een verandering in bodemhoogte (zie §5.6) als een verandering in waterstand kan een verandering in droogvalduur geven.

Voor het verband tussen habitatgeschiktheid (meeste bodemdieren, steltlopers) en droogvalduur is de relatie tussen de hoogte ligging en de droogvalduur tussen de 20 en 80% van de tijd het meest van belang. De droogvalduur is onderverdeeld in drie klassen. Eén van de redenen hiervoor is dat de dichtheid en de biomassa aan bodemdieren in het midden-litoraal vaak hoger is dan in het
lage en in het hoge litoraal (Beukema, 1976; Wolff en De Wolf, 1977).

- Het lage litoraal is het gebied tussen de gemiddelde laagwaterlijn bij springtij en de 25% droogvalduurlijn,
- het middelhoge litoraal is de zone tussen 25% en 75% droogvalduur, en
- het hoge litoraal loopt van de 75% droogvalduurlijn tot de gemiddelde hoogwaterlijn bij doodtij

In het supralitoraal is in de laagdynamische delen de overspoelingsfrequentie een belangrijke factor voor voorkomen van schorvegetatie. De specifieke fysiologie van elke plantensoort bepaalt hoe vaak en hoe lang deze overspoeld kan worden (in verband met zouttolerantie en de overspoelingsduur). Op schorren is een gradiënt in de vegetatie aanwezig van laag naar hoog, waarbij de successie van de vegetatie steeds verder gevorderd is. Op de lage delen komen de pionierplanten voor, op de hoge delen is de vegetatie hoger en ’ruiger’. De soortenrijkdom aan planten is in het middengebied het hoogst. Als exacte variabele voor de onderverdeling van schorren is het aantal keren overspoeling per jaar van belang.

- de pionierzone en potentiële pionierzone wordt vrijwel elk tij overspoeld (GHWD -> 300 keer per jaar),
- de lage kwelders/schorren regelmatig (300-150 keer per jaar)

- de middelhoge kwelders/schorren af en toe (150-50 keer per jaar)
- de hoge kwelders/schorren zelden (50-5 keer per jaar)

Hoewel in de droogvalduurkaarten meestal worden berekend voor perioden van één kalenderjaar, zijn kaarten van meerdere seizoen (bijvoorbeeld de winterperioden van 2001 tot 2003) voor de ecologie veel meer van belang.

5.4 Substraat

(naar Bouma et al, 2005)

Er worden in het Schelde-estuarium twee typen substraat onderscheiden, hard substraat (steen, hout, veen etc.) en zacht substraat (bodem van sediment, zoals zand en/of slib). Het harde substraat bestaat veelal uit natuursteen of betonelementen, eventueel met een laag asfalt, en hout. Voorbeelden van natuurlijk hard substraat zijn veen- en kleibanken, schelpenbanken en grindbanken die eveneens vestigingsmogelijkheden bieden voor typische hard substraat soorten. Onder zacht substraat wordt een bodem van sediment verstaan. Het type sediment wordt bepaald door de groottesamenstelling van de sedimentkorrels. Het sediment kan bijvoorbeeld fijn- of grofzandig zijn, en wel of niet slibrijk (zie §5.6, verklarende parameter Plaat-Geul systeem).

5.5 Plaat-geul systeem

De ontwikkelingen binnen het plaat-geulsysteem vormen uiteindelijk de basis voor de piramide “leefomgeving”. Vrijwel alle factoren die binnen dit hoofdstuk (specifiek tabel 1.1) worden beschreven, kunnen onderliggende verklaringen bieden voor toets- of rekenparameters binnen ‘Leefomgeving’. De bathymetrie van het systeem samen met de getijslag en de waterstand bepaalt de arealen die berekend worden onder de toetsparameter “Oppervlak”. De korrelgrootte verdeling van het zachte substraat zal vaak correleren met de stroomsnelheid, maar kan in bepaalde omstandigheden ook afwijken. Dit kan lokaal voor een andere kwaliteit van de leefomgeving zorgen. De dynamiek van kortsluitgeulen een grote impact op de verschillende rekenparameters onder “Turn-over”. De complexiteit van het plaat-geul systeem (morfologie van de hoofd-, neven- en kortsluitgeulen) bepaald voor een groot deel de lengte va de laagwaterlijn in het meergeulensysteem. Tenslotte zal kronkelfactor mede-verklarend zijn voor de rekenparameter ‘Laagwaterstrook grenzend aan laagdynamisch litoraal habitat’ in het ééngeulsysteem. Hoe sterker een geul meandert, hoe langer de lengte van de laagwaterlijn zal zijn.

5.6 Waterkwaliteit

Naast de verschillende morfologische en hydrodynamische parameters kunnen ook alle parameters uit de communicatie indicator “waterkwaliteit” een verklaring bieden voor aan- of afwezigheid van bepaalde soorten, ecologische kenmerken of processen. Meestal is laagdynamisch habitat rijker dan hoogdynamisch habitat. Echter als het water zuurstofloos is, of sterk vervuild, dan kunnen soortensamenstelling en de andere kwaliteitsparameters sterk afwijken van de te verwachten situatie. Waterkwaliteit moet dan ook integraal als kwaliteitsparameter worden meegenomen voor de piramide leefgebied.

5.7 Vegetatieontwikkeling

De verandering van pionierschor naar schor is een ontwikkeling die plaatsvindt door de combinatie van vegetatieontwikkeling en sedimentatie. De omzetting van pionierschor naar litoraal is ook een logische ontwikkeling, omdat dan sprake is van tijdelijke vestiging van vegetatie op de hogere delen van de platen. De waargenomen overgang van schor

naar pionierschor kunnen te maken hebben met de waarnemingen en met natuurlijke variatie in de vegetatieontwikkelingen. Variatie door de waarnemingen kunnen een kwestie zijn van de foto-opnamedatum en weersomstandigheden. Vroeg in het jaar is er relatief meer pioniervegetatie omdat de vegetatie nog te weinig bedekking heeft en onder de 50% blijft; laat betekent meer schor omdat de vegetatie net boven de 50% komt. Variatie in waarnemingen kan ook optreden bij grensgevallen rond de 50% bedekking, waarbij de persoonlijke interpretatie een rol speelt. Natuurlijke variatie heeft bijvoorbeeld te maken met factoren als strenge winters met veel plantensterfte, of verlate of vervroegde vegetatieontwikkeling in koude dan wel warme voorjaren (Cleveringa, 2014).
Naast de fysisch-morfologische parameters is dus ook vestiging en ontwikkeling van kweldervegetatie een verklarende factor.

5.8 Benthische microalgen

Zie §3.2.7. Deze parameter wordt voorlopig opgenomen als verklarende parameter. Als in de toekomst wel een goede dataset (voldoende primaire productie data en chlorofyl-a data) beschikbaar is, kunnen benthische algen wel opgenomen bij de toetsparameters en geëvalueerd worden aan de hand van hun P:B ratio.

5.9 Ingrepen

Verschillende ingrepen kunnen een tijdelijk effect hebben op de omgeving. Bijvoorbeeld een plaatrandstorting zal kort na de ingreep vrijwel geen bodemdieren bevatten, maar zal na een aantal jaren pas vergelijkbaar zijn in soortensamenstelling met gebieden met hetzelfde ecotoop. Relatief recent uitgevoerde ingrepen kunnen dus een verklaring vormen voor de ecologische kwaliteit van een (deel)gebied en uiteraard voor de turn-over.
Enige speciale aandacht gaat uit naar natuurontwikkelingsprojecten. Deze dragen bij aan de verbetering van de leefomgeving voor flora en fauna. Om goed te kunnen achterhalen of een bepaalde ontwikkeling in een habitat oppervlakte, kwaliteit of turn-over het gevolg is van een ontwikkeling binnen het oorspronkelijke Schelde-estuarium of door de inwerkingtreding van een natuurontwikkelingsproject is het van belang hiervan een duidelijk overzicht bij te houden. In dit overzicht moet minimaal de volgende informatie worden opgenomen:

- reden
- doel
- locatie
- start werkzaamheden
- eind werkzaamheden
- aard van de werkzaamheden

Natuurontwikkelingsprojecten kunnen zowel binnen het huidige Scheldesysteem plaatsvinden en een verschuiving van het ene naar het andere ecotoop veroorzaken. Een voorbeeld hiervan kan zijn: het afplaggen en verlagen van een stuk schor om veroudering tegen te gaan en vorming van pionierschor te bevorderen. Er zijn echter ook projecten die binnendijks areaal toevoegen aan het Schelde systeem. Deze projecten beïnvloeden dan ook het totale areaal van de Schelde.

6 Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Van Hove, D. en Meire, P. (2005) Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R.82, Antwerpen.

Allen, J.R.L. (2000) Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coast of Europe. Quaternary Science Reviews 19, 1155-1231.

Bertness, M.D., Wikler, K. en Chatkupt, T.O.M. (1992) Flood tolerance and the distribution of Iva frutescens across New England salt marshes. Oecologia 91, 171-178.

Bledsoe, B.P. en Shear, T.H. (2000) Vegetation along hydrologic and edaphic gradients in a North Carolina coastal plain creek bottom and implications for restoration. Wetlands 20,
126-147.

Bouma, H.; de Jong, D.J.; Twisk, F.; Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1); voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ, 2005.024. LnO drukkerij/uitgeverij: Middelburg, the Netherlands. 156 pp.

Brys, R. et al. (2005). Effect of habitat deterioration on population dynamics and extinction risks in a previously common perennial Conserv. Biol. 19(5): 1633-1643

Cleveringa, J. (2007). Milieueffectrapport verruimingvaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Achtergronddocument Morfologische ontwikkeling Westerschelde.

Cleveringa, J. 2014a. T2009-Rapport Schelde estuarium - addendum Leefomgeving Arcadis 077667527:A, Arcadis.

Cleveringa, J. 2014b. Addendum Leefomgeving: Evaluatie van de methodiek, Arcadis Memo kenmerk 077667562:A

Cox, R., Wadsworth, R.A., Thomson, A.G. (2003). Long-term changes in a salt marsh extent affected by channel deepening in a modified estuary. Continental Shelf Research 23: 1833-1846.

De jong, D.J., 2007. Kaderrichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. Versie juni 2007. Werkdocument RIKZ/ZDO/2007.803w

De Smedt, P. 1969. Geomorfologie van slikken en schorren langsheen het Schelde-estuarium op Belgisch grondgebied. Acta Geographica Lovaniensia 7: 49-63.

Dijkema, K. S., D. J. de Jong, M. J. Vreeken-Buijs, and W. E. van Duin. 2005. Kwelders en Schorren in de Kaderrichtlijn Water. RIKZ, de Haag.

Dyer K.R., Christie M.C. en Wright E.W. 2000. The classification of intertidal mudflats. Continental Shelf Research 20, 10, pp. 1039-1060.

Esselink, P., Helder, G.J.F., Aerts, B.A. en Gerdes, K. (1997) The impact of grubbing by Greylag Geese (Anser anser) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. Aquatic Botany 55: 261-279.

French, J.R. (1993) Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, north Norfolk, U.K. Earth Surface Processes and Landforms 18, 63-81.

Hoffmann., M. en Meire, P. 1997. De oevers langs de Zeeschelde: inventarisatie van de huidige oeverstructuren. Water 95, 131-137.

Jones C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-386

Maris, T., S. Wijnhoven, S. V. Damme, O. Beauchard, E. Van den Bergh, and P. Meire. 2013. Studie naar “Ecotoopoppervlaktes en intactness index”. ECOBE 013-R156, Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Meininger P.L., Witte R.H. en Graveland J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Meire, P. en Maris, T., (2008). Moneos – geïntegreerde monitoring van het Scheldeestuarium. Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer. Universiteit Antwerpen. ECOBE08-R-113.

Paterson, D.M. (1989). Short-Term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behavior of epipelic diatoms. Limnology and Oceanography, 34: 223-234.

Piesschaert, F., Dillen, J., Van Braeckel, A., Van den Bergh, E. (2008). Inventarisatie en historische analyse Zeeschelde habitats (vervolgstudie) Resultaten van het eerste jaar. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.IR.2008.29, Brussel.

Plancke, Y.; Vos, G.; Ysebaert, T.J. (2010). Analysis of multibeam echo sounding data on bed forms near the Walsoorden sandbar, a first phase in the subtidal habitat classification for the Western Scheldt, pp. 921-928

Pringle, A. W. 1995. Erosion of a cyclic saltmarsh in Morecambe Bay, north-west England. Earth Surface Processes & Landforms 20:387-405.

ProSes (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium – Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering.

Reed, D.J. (1989) Patterns of sediment deposition in subsiding coastal marshes, Terrebonne Bay, Louisiana: the role of winter storms. Estuaries 12, 222-227.

Reinders, J. & L. A. Van Duren. 2013. Benthic habitat classification in the Westerschelde; Optimal descriptors and splitting values for hydrodynamics. Deltares, Delft.

Roast, SD; Widdows, J; Pope, N; Jones, MB. (2004). Sediment-biota interactions: mysid feeding activity enhances water turbidity and sediment erodability. Marine Ecology Progress Series 281: 145-154.

Sanchez, J.M., SanLeon, D.G. en Izco, J. (2001) Primary colonisation of mudflat estuaries by Spartina maritima (Curtis) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. Aquatic Botany 69: 15-25.

Speybroeck, J.; Breine, J.J.; Vandevoorde, B.; Van Wichelen, J.; Van Braeckel, A.; Van Burm, E.; Van den Bergh, E.; Van Thuyne, G.; Vyverman, W. (2008). KRW doelstellingen

in Vlaamse getijrivieren: Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de - overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, R.2008.56. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel. 153 pp.

Stapel, J. en de Jong, D.J. (1998). Sedimentatiemetingen op het schor bij Waarde en het Verdronken Land van Saeftinghe, Westerschelde (ZW Nederland). Rijkswaterstaat-RIKZ, Rapport RIKZ-98.022.

Temmerman, S., Govers, G., Bouma, T., De Vries, M., Wartel, S. en Meire, P. (2007). Opslibbing van schorren en overstromingsgebieden langs de Schelde: een onvermijdelijk natuurlijk proces. Water – Congres watersysteemkennis, p 1-9.

Twisk, F. (2004). De geschiktheid van platen in de Westerschelde als rustplaats voor de Gewone Zeehond (1931 en 2001). Werkdocument RIKZ/OS/2003.838x.

Underwood, G.J.C., Kromkamp, J. (1999) Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries Advances in Ecological Research, Vol 29 (journal) Vol. 29, p93-153

Underwood, G.J.C., Paterson, D.M. (2003) The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelic diatoms. Advances in Botanical Research 40: 183–240.

Van Braeckel, A.; Piesschaert, F.; Van den Bergh, E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren: 19e eeuw tot heden. Rapport INBO, 2006.29. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel, Belgium. 143 pp.

Van Braeckel, A., B. Vandevoorde, and E. Van den Bergh. 2008. Schorecotopen van de Schelde; Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. INBO.R.2008.29, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel.

Van Braeckel, A., L. D. Coen, P. Peeters, Y. Plancke, J. Mikkelsen, and E. Van den Bergh. 2012. Historische evolutie van Zeescheldehabitats; Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. INBO.R.2012.59, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel.

Van de Koppel, J., van der Wal, D., Bakker, J.P. en Herman, P..M.J. (2005). Selforganization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. The American Naturalist 165:E1-E12 (e-article).

Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T.J., Herman, P.M.J. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. The Netherlands. 244 pp.

Vandenneucker, T., Vandevoorde, B., Verbessem, I., Van den Bergh, E. (2008). Nieuwe slikken en schorren langs de Zeeschelde, in: INBO (2008). INBO jaarboek 2007. pp. 10-11

Van der Wal, D. Wielemaker, Van den Dool, A. en Herman, P.M.J. (2008). Spatial patterns, rates and mechanisms of saltmarsh cycles (Westerschelde, The Netherlands). Estuarine, Coastal and Shelf Science 76: 357-368.

van der Wal, D., A. Wielemaker-van den Dool, and P. M. J. Herman. 2010. Spatial Synchrony in Intertidal Benthic Algal Biomass in Temperate Coastal and Estuarine Ecosystems. Ecosystems 13:338-351.

Van Duren, L. A. and J. Reinders. 2013. Draagkrachtmodellering Vogels - Verslag LTV-N en ANT-OS workshop, 12 juni 2013. 1207720-000-ZKS-0014, Deltares, Delft.

van Eck, G.Th.M., Holzhauer, H. (2007). Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43': MOVE eindrapport 2006 (Rapport 10). Report RIKZ, 2007.003. RIKZ: Middelburg. 64 pp

Van Wesenbeeck, B. K., H. Holzhauer, and T. Troost. 2010. Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems; Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. 1200254-002-ZKS-0001, Deltares, Delft.

Ysebaert, T. (2000). Chapter 7. Subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde estuary (Belgium): influence by man? 98-110. In Macrobenthos and waterbirds in the estuarine environment: Spatio-temporal patterns at different scales. PhD thesis, University of Antwerp. Communications of the Institute of Nature Conservation, 16: 175p.

Ysebaert T, Plancke Y, Bolle L, De Mesel I, Vos G, Wielemaker A, Van der Wal D, Herman PMJ. (2009). Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 2: Ecologische karakteristieken en ecotopen in het sublitoraal van de Westerschelde. Studie in opdracht van LTV OenM. Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Van Wesenbeeck, B. K., H. Holzhauer, and T. Troost. 2010. Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems; Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. 1200254-002-ZKS-0001, Deltares, Delft.

Flora & Fauna

1 Inleiding

De piramide Flora & Fauna omvat de evaluatie van het luik “Diversiteit soorten” uit de systeemmonitoring MONEOS. Binnen de Evaluatiemethodiek is doelbewust niet gekozen voor de term “diversiteit soorten”. Flora & Fauna klinkt enerzijds duidelijker als communicatie-indicator. Anderzijds zullen we in deze piramide niet werken met klassieke diversiteitsindices, maar geniet een “intactness” index de voorkeur om veranderingen in soortensamenstelling te beschrijven. Deze index geeft een indicatie van de biodiversiteit van een gebied in relatie tot een bepaalde referentiesituatie. Verder wordt niet enkel naar diversiteit of intactness gekeken, ook (relatieve) aantallen van sommige soorten spelen een belangrijke rol in de evaluatie.

1.1 Belang van diversiteit

Biodiversiteit is één van de basiskenmerken van elk ecosysteem. Biodiversiteit omvat eigenlijk alle variabiliteit van het leven en omvat zowel genetische variatie binnen soorten als diversiteit in populaties, ecosystemen en biomen. Meestal wordt het begrip biodiversiteit echter beperkt tot de diversiteit aan soorten.

Gezien elk ecosysteem opgebouwd is uit soorten, is reeds veel onderzoek gedaan naar de patronen van diversiteit in ecosystemen: hoeveel en welke soorten komen voor, wat is de verdeling van de individuen over de soorten (Eveness), wat zijn de temporele en ruimtelijke patronen in het voorkomen van soorten etc. Veel indices en theoretische modellen werden ontwikkeld om deze patronen te beschrijven en vele hiervan worden ook gebruikt om de impact van verstoringen op het systeem te bestuderen. Het zou ons veel te ver leiden om dit hier samen te vatten, hiervoor verwijzen we naar belangrijke achtergrondliteratuur.

Het belang van biodiversiteit is tweeërlei. Ten eerste heeft biodiversiteit een grote intrinsieke waarde. Dit is ook erkend in de vele wetgevingen die het behoud van de biodiversiteit moeten garanderen. Naast vele nationale en internationale initiatieven was de goedkeuring in 1992 van de UN Convention on Biodiversity (CBD) een zeer belangrijke stap naar een mondiale bescherming van de biodiversiteit. In Europa vormen de EU Vogel- en Habitat richtlijn de hoeksteen van het natuurbehoud. Deze wetgevingen zijn gericht op het behoud van de diversiteit op zich.

Ten tweede is de intrinsieke waarde van de biodiversiteit ook zowel direct als indirect van cruciaal belang voor het overleven van de mens. Het directe belang als voedsel, materiaal en andere zaken is duidelijk. Het indirecte belang ligt in de rol die biodiversiteit speelt voor het functioneren van ecosystemen. Het concept van ecosysteemdiensten (ecosystem goods and services), het belang van biodiversiteit voor de mens, kreeg de voorbije jaren steeds meer aandacht. Sinds de gezaghebbende publicatie van Costanza et al. (1997) in Nature en het verschijnen van de Millenium Ecosystem Assessment in 2005 is wereldwijd duidelijk geworden dat de mens in belangrijke mate afhankelijk is van deze ecosysteemdiensten. Deze publicaties geven aan dat deze goederen en diensten ook een belangrijke economische waarde vertegenwoordigen. Verlies aan ecosysteemdiensten betekent dan ook onmiddellijk een economisch verlies. De cruciale vraag is dan ook: hoe belangrijk is biodiversiteit voor het genereren van ecosysteemdiensten? De voorbije jaren werd dit uitgebreid onderzocht en de evidentie groeit dat er een duidelijk verband is tussen biodiversiteit en functie. Met andere woorden: de functionaliteit van een systeem (bijvoorbeeld primaire productie, nutriënt cyclering,….) is positief gecorreleerd met het aantal soorten. Een review van dit onderwerp is hier niet op zijn plaats, maar recent verscheen een artikel in Nature (Isbel et

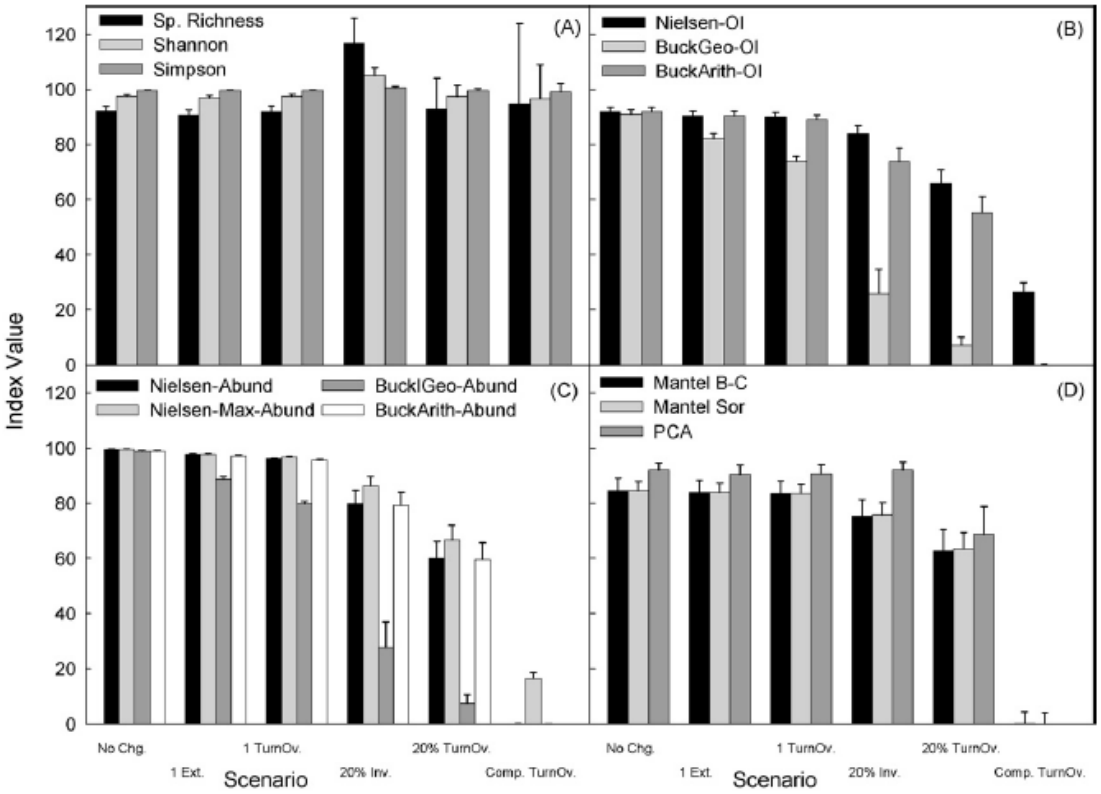
al., 2011) met een meta-analyse van 17 biodiversiteitsexperimenten. Hierin concluderen de auteurs dat verschillende soorten bijdragen aan ecosysteemfuncties gedurende verschillende jaren, op verschillende plaatsen, voor verschillende functies en onder verschillende scenario's van verandering van omgevingsfactoren. Bovendien waren de soorten die nodig zijn om 1 functie te genereren gedurende meerdere jaren, andere dan deze nodig om multipele functies gedurende 1 jaar te genereren. Dus hoewel sommige soorten functioneel redundant kunnen zijn wanneer 1 functie onder specifieke omgevingscondities bekeken wordt, zijn veel soorten nodig om meerder functies op verschillende plaatsten en tijdstippen in een veranderende omgeving te genereren. Hieruit blijkt duidelijk het grote belang van biodiversiteit.

Het opvolgen van de biodiversiteit is evenwel een zeer omvangrijke taak omwille van het groot aantal soorten en de ruimtelijke en temporele patronen in voorkomen van veel soorten. Daarom beperken veel monitoringsprogramma's zich tot het opvolgen van een beperkt aantal soorten of soortgroepen. De keuze wordt daarbij vaak bepaald door de "aaibaarheid" van de soorten, de zeldzaamheid of wettelijke verplichtingen. Dit houdt evenwel erg veel risico in, immers de soortensamenstelling in estuaria is continu onderhevig aan wijzigingen. Enerzijds kan de biodiversiteit wijzigen in respons op menselijke activiteiten (zowel positieve als negatieve wijzigingen in waterkwaliteit als veranderingen in morfologie en hydrodynamiek), bewuste of onbewuste introductie van soorten en anderzijds door wijzigingen in globale verspeidingspatronen van soorten (bv noordwaartse migratie als gevolg van stijging van watertemperatuur). Er zijn zeer veel voorbeelden in de ecologische literatuur waarbij juist het verdwijnen of het verschijnen van bepaalde soorten een enorme impact hebben op het ecologisch functioneren. Het verdwijnen van soorten kan een indicatie zijn van bepaalde negatieve ontwikkelingen; inzicht hierin kan leiden tot de noodzaak van bepaalde maatregelen. Anderzijds is het zo dat in estuaria, net als in andere ecosystemen, complexe voedselwebben voorkomen. Verschuivingen in soortensamenstelling van bijvoorbeeld zoöplankton kan belangrijke gevolgen hebben voor planktivore vissen. Een gekend voorbeeld is de vervanging van *Calanus finmarchicus* door *C. helgolandicus*, 2 nauw verwante soorten maar met een verschillende fenologie waardoor hun rol als voedsel voor de Kabeljauw totaal verschillend is. Dergelijke veranderingen in soortensamenstelling zijn niet te voorspellen maar hun consequenties kunnen erg groot zijn. Daarom is het essentieel om de diversiteitsmonitoring niet te beperken tot een beperkt aantal soorten maar om de diversiteit zo volledig mogelijk op te volgen om meer inzicht te krijgen in mogelijke veranderingen in het systeem en de mogelijkheden om in te grijpen.

1.1.1 Hoe diversiteit meten?

Er bestaan verschillende manieren om diversiteit te bepalen. Deze maken doorgaans gebruik van indices. Indices pogen de veelheid aan monitoringsgegevens over soorten en aantallen samen te brengen en samen te vatten. Zo kan een getal gekleefd worden op de diversiteit, wat vergelijking of evaluatie mogelijk maakt. Afhankelijk van de complexiteit van de dataset en de doelstellingen van de evaluatie, kunnen verschillende indices gebruikt worden. Het is essentieel de juiste index te kiezen voor de juiste doelstelling. In grote lijnen kunnen diversiteitsindices opgedeeld worden in 2 grote groepen: zij die enkel rekening houden met de aanwezigheid van soorten en zij die ook de Eveness (de verdeling van het aantal individuen over de soorten) mee in rekening brengen. Dergelijke indices zijn zeer handig om een globaal oordeel te geven, maar in de meeste gevallen wordt geen rekening gehouden met de soorten zelf. Gezien de biodiversiteitscrisis waarin we leven wordt het monitoren van de biodiversiteit en het detecteren van trends steeds belangrijker en dat heeft de voorbije jaren ook een boost gegeven aan het onderzoek naar monitoringsstrategieën en de analyse van data.
Lamb et al. (2009) hebben een studie uitgevoerd waarin ze 4 manieren vergelijken om complexe monitoring data te vertalen in samenvattende getallen: 1) de klassieke diversiteits indices, 2) species intactness indices gebaseerd op voorkomen, 3) species intactness indices gebaseerd op abundanties en 4) multivariate indices van "community

intactness". De klassieke indices waren de soortenrijkdom, de Shannon en de Simpson index. Als species intactness index, gebaseerd op voorkomen, werd de Nielsen occurrence index, de Buckland geometric occurrence index en de Buckland arithmetic occurrence index gebruikt. Gebaseerd op abundatie werden de Nielsen abundance index, de Nielsen maximum abundance index en de Buckland geometric and arithmetic occurrence index gebruikt als intactness indices gebaseerd op abundantie (Nielsen et al, 2007). Als laatste werden de Mantel Sorensen en de Mantel Bray-Curtis index en de Principal Component index gebruikt als voorbeelden voor een multivariate analyse. Uiteraard heeft elke index zijn eigen voor- en nadelen. Het interessante van deze studie was evenwel een simulatie waarbij telkens een deel van de gemeenschap veranderde (figuur 1). Hierin wordt aangegeven hoe de indices reageren wanneer de soortensamenstelling veranderde. Het is duidelijk dat wanneer alle soorten in de gemeenschap veranderen, de klassieke diversiteitsindices niet reageren. Dit is logisch, immers het aantal soorten bleef gelijk, alleen ging het om andere soorten en de soort op zich wordt niet meegenomen in de berekening van die indices.



Figuur 1-1: Vergelijking van de diversiteitsindices (A), occurrence indices (B), abundantie indices (C) en multivariate indices (D) in zes ecologische scenario's (controle, 1 soort uitgeroeid, turnover van 1 soort, 20% invasieve soorten, 20% turnover, volledige turnover). uit: Lamb et al., 2009

Meerdere elementen spelen mee bij het kiezen van een goede index. In hun onderzoek namen Lamb et al. (2009) ook de volgende elementen in overweging: de gevoeligheid voor detectie fouten (als gevolg van onvolledige staalname etc.), de statistische power om een trend te detecteren en nog enkele aanvullende factoren. Die zijn allemaal samengebracht in onderstaande figuur (figuur 1.2). Zij besluiten op basis van deze grondige analyse dat indices die de species intactness berekenen zoals de Buckland's arithmetic mean index het meest aangewezen zijn voor gebruik in monitoring programma's van biodiversiteit.

Index	Detection error[a]	Power (−1% trend)[b]	Power (−3% trend)b	Ecological scenarios[c]	Arbitrariness[d]	Communication[e]	Overall
Traditional diversity indices							
Sp. rich	8.5	5	10	11.5	5	3.5	7
Shannon	3.5	12.5	12	11.5	5	8.5	11
Simpson	5.5	12.5	12	13	5	8.5	12
Species occurrence indices							
Nielsen-OI	8.5	9.5	8.5	9	5	8.5	9
BuckArith-OI	8.5	7.5	6	5	5	3.5	5
BuckGeo-OI	11	9.5	6	1.5	11.5	3.5	6
Species abundance indices							
Nielsen-Abund	1.5	2	2.5	5	11.5	3.5	2
Nielsen-Max-Abund	1.5	2	2.5	9	5	8.5	3
BuckArith-Abund	3.5	2	2.5	5	5	3.5	1
BuckGeo-Abund	5.5	5	2.5	1.5	11.5	3.5	4
Multivariate community indices							
Mantel-BC	12.5	7.5	8.5	5	5	12	10
Mantel-Sor	12.5	5	6	5	5	12	8
PCA	8.5	11	12	9	11.5	12	13

In each category indices were ranked relative to one another from 1 (best) to 13 (worst). Note that all ranks were corrected for ties.
[a] Ranks based on the shape of the relationships in Fig. 2. Convex curves were ranked higher than linear relationships and concave curves were ranked lowest.
[b] Ranks based on the number of tests out of 9 that achieved power ≥0.9.
[c] Ranks based on the number of scenarios that conformed to the expectations described in Table 1.
[d] Ranks based on whether or not the index required an arbitrary mathematical decision.
[e] Subjective ranking based on estimated ease of communication of the index to non-scientists.

Figuur 1-2: Samenvatting van de performantie van diverse indices (uit Lamb et al., 2009)

Wij pleiten er dan ook voor om deze benadering te gebruiken. De Buckland Arithmetic Occurrence en de Buckland Arithmetic Abundance indices werden als beste gerangschikt in deze studie.

1.1.2 Diversiteit: welke doelstelling?

Het belang van diversiteit werd hierboven beschreven. Maar welke diversiteit is nu minimaal vereist voor een goed functionerend Schelde-estuarium? Deze vraag is niet te beantwoorden. Met een aantal soorten minder kan het estuarium vandaag wellicht nog even goed functioneren, maar het verliest waarschijnlijk veerkracht. Het is immers niet zeker dat bij veranderende omstandigheden ook nog alle functies vervuld zullen zijn. Omdat de diversiteit reeds achteruit is gegaan, kunnen we daarom stellen dat een verdere achteruitgang niet wenselijk is. Behoud en herstel (bijvoorbeeld in de Zeeschelde) van de biodiversiteit is dan ook de doelstelling. Hierbij moeten we uitgaan dat een positieve trend nodig is waar momenteel een groot probleem met diversiteit bestaat en dat een dalende trend onder geen enkele omstandigheid als gunstig kan worden geïnterpreteerd.

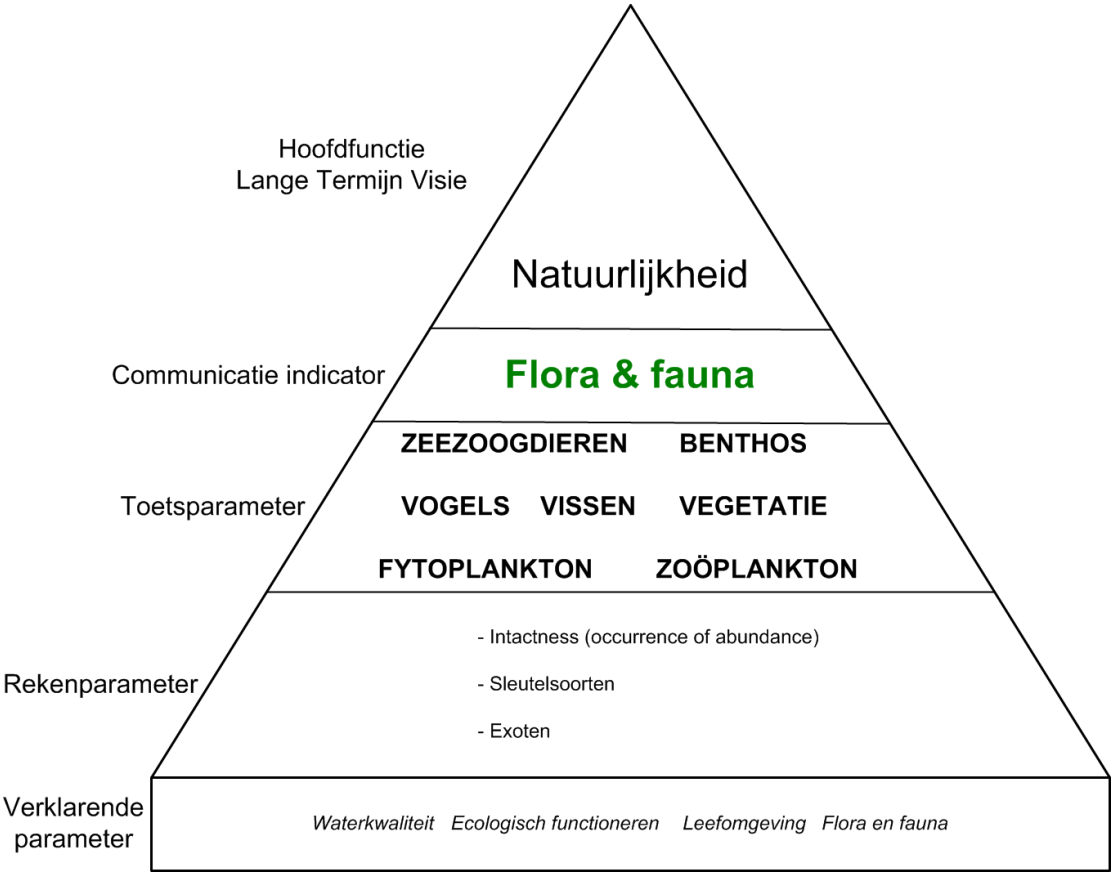
1.2 Exoten

Diversiteit is echter geen constante, wijzigingen zijn inherent, onder andere door de komst van exoten. Exoten zijn organismen die zich gevestigd hebben in een ander gebied dan waar ze oorspronkelijk vandaan kwamen. Ze zijn hier door de mens accidenteel gebracht, bijvoorbeeld via ballastwater, of doelbewust uitgezet. Exoten kunnen *sensu strictu* bijdragen aan de diversiteit. Echter, de onstuimige groei van een populatie exoten kan leiden tot het verdwijnen van veel autochtone organismen. Sommige exotische soorten concurreren om voedsel of ruimte, zoals de Japanse oester. Zo'n exoot die zich massaal verbreidt in zijn nieuwe omgeving en een bedreiging vormt voor de biodiversiteit wordt omgeschreven als een invasieve exoot. Deze zijn duidelijk ongewenst, de exoot verdringt immers inheemse soorten. Het is onvoldoende duidelijk en weinig waarschijnlijk dat een gemeenschap met veel exoten, hoewel ze misschien eenzelfde diversiteit vertoont, ook dezelfde functies kan vervullen als de oorspronkelijke inheemse populatie. Daarom beschouwen we de vestiging van exoten doorgaans als ongewenst.

Een belangrijk verschil moet gemaakt worden met de soorten die hun natuurlijk verspreidingsgebied veranderen en zo in de Schelde belanden. Door de opwarming van het klimaat kunnen immers meer zuidelijke soorten nu ook hier gedijen. Deze soorten, die we hier verschuivers noemen, zullen niet als exoot beschouwd worden. Het vestigen van een verschuiver mag niet als negatief geëvalueerd worden. Het terug verdwijnen van een verschuiver evenmin: verschuivers bevinden zich immers op de rand van hun verspreidingsgebied, zodat bijvoorbeeld een strenge winter de soort de das kan omdoen. Het gevoerde beleid in het estuarium heeft maar weinig invloed op deze evoluties. Dit staat in sterk contrast tot de echte exoten, waar bijvoorbeeld reglementering van ballastwater een belangrijke rol kan spelen in het vermijden van vestiging van exoten.

1.3 Werkwijze Flora & Fauna

De werkwijze voor Flora en fauna volgt een drieledige aanpak. Ten eerste wordt gekeken naar de diversiteit, en dit door middel van Intactness indices. Binnen de Intactness index wegen alle soorten even zwaar. Echter, sommige soorten vervullen sleutelfuncties binnen het estuarium of genieten een bijzondere bescherming. Voor deze sleutelsoorten wordt daarom ook een kwantitatieve evaluatie uitgevoerd, waarbij het aantal te evalueren sleutelsoorten overigens wel zal worden beperkt. Ten derde worden de exoten nog extra onder de loep genomen. Hoewel exoten op zich als een verrijking van het systeem kunnen worden gezien wanneer hun aanwezigheid geen negatieve impact heeft op andere soorten (de diversiteit beoordeelt zonder exoten is nog hetzelfde als voor de komst van de exoten), kan de komst van een invasieve exoot een potentieel verwoestend effect hebben op andere organismen of functies. Daar het risico op de aanwezigheid van potentieel invasieve exoten toeneemt bij de binnenkomst van iedere nieuwe soort, zal het aantal aanwezige exoten kwantitatief (trend) worden geëvalueerd als een derde rekenparameter.



Figuur 1-3: Piramide Flora & Fauna

1.3.1 Intactness Index

Ter evaluatie van de soortendiversiteit en de ontwikkelingen daarin is besoten gebruik te maken van de Buckland Arithmetic Intactness indices. Deze indices geven aan hoe sterk het huidige soortenpalet in het estuarium overeenstemt met een referentie. Er worden twee types Intactness Index onderscheiden. De Occurrence Intactness index (OI) vergelijkt het voorkomen, de trefkans van soorten in het estuarium (Occurrence O) met een gewenste trefkans uit een referentie (Reference R). De berekening gaat dan als volgt:

$$BuckArith - OI = \frac{1}{S}\sum_i \left(\frac{O_i}{R_i}\right) * 100$$

met s, het aantal soorten, O_i de waargenomen occurrence (het aantal staalname/observatie punten waar de soort is aangetroffen of met andere woorden de waargenomen trefkans) en R_i de referentie occurrence. De Abundace Intactness Index (AI) gaat een stap verder en beschouwt niet enkel het voorkomen van een soort, maar vergelijkt ook de waargenomen abundatie van die soort met een referentie abundantie.

Het grote voordeel van een Intactness Index ten opzichte van gewone diversiteitsindices is dat nu niet enkel wordt gekeken of het estuarium een rijk en divers soortenpalet herbergt, maar ook of dit soortenpalet bestaat uit de juiste, gewenste soorten. In het geval van de Abundance Intactness Index wordt bovendien nagegaan of de gewenste soorten ook in de gewenste aantallen voorkomen. Grote moeilijkheid van deze methode is wel dat er een referentie vereist is waarmee het huidige soortenaanbod vergeleken kan worden. Voor de OI is een referentiematrix vereist met de gewenste trefkans, voor de AI een matrix met de gewenste abundantie.

Werken met trefkans (of abundantie) betekent dat soorten met een van nature lage en dus ook gewenst lage trefkans (of abundantie) nauwelijks te evalueren zijn, tenzij de monsterinspanning onrealistisch hoog wordt. Deze soorten dragen dan ook weinig bij aan een diversiteitsindex die een gemeenschap in zijn geheel evalueert. De huidige methodiek zal dan ook enkel het voorkomen en de diversiteit van de onder gewenste omstandigheden typisch estuariene soorten, die in redelijke dichtheden te verwachten zijn, evalueren. Van nature zeldzame soorten zoals dwaalgasten zullen buiten de matrices worden gelaten. Ook exoten, die een eigen evaluatie kennen (zie verder), worden hier niet beschouwd. Indien van nature zeldzame soorten toch als belangrijk voor het systeem worden gezien, kan worden overwogen deze als sleutelsoorten op te nemen (zie verder).

1.3.1.1 Werkwijze opstellen Referentiematrices

Om de Intactness te kunnen bepalen, zijn referentiematrices vereist. Als eerste stap wordt opgelijst welke soorten gewenst zijn in het estuarium. Deze lijst wordt nu beperkt tot de typsich estuariene soorten die in redelijke dichtheid te verwachten zijn (zie referentielijsten in de bijlage bij dit hoofdstuk). Vervolgens moet van elke soort de gewenste trefkans bepaald worden.

De trefkans van een soort is echter afhankelijk van de aanwezige dichtheden, de ruimtelijke distributie (is dit min of meer gelijkmatig of eerder patchy) en de bemonsterings- of observatie-intensiteit. De bemonsteringsintensiteit is afhankelijk van het monitoringsprogramma en is doorheen de tijd geen constante gebleken. Bij elke wijziging van het monitoringsprogramma dient dus ook de gewenste trefkans aangepast te worden.

Wanneer soorten ruimtelijk niet gelijkmatig verdeeld zijn over een zone, maar bijvoorbeeld geconcentreerd zijn in een welbepaald ecotoop binnen een zone, kan het

opstellen van een referentiematrix per ecotoop aangewezen zijn (bijvoorbeeld voor benthos).

Op basis van waarnemingen uit het verleden, vergelijking met andere estuaria en met literatuur kan een gewenste trefkans of gewenste dichtheid voor elke soort ingeschat worden. In de praktijk zal er echter vaak een natuurlijke variatie in de dichtheid bestaan, en varieert dus ook de trefkans. Die standaard deviatie dient mee beschouwd te worden. Complicerend hierbij is dat ook de steekproefgrootte bepalend is. Door te werken met een standaard error die kan worden berekend op basis van een steekproefgrootte en een standaard deviatie (bepaald of vastgesteld aan de hand van een natuurlijke populatie) kan een trefkans met bijbehorende standaard error worden bepaald. Die standaard error is dan een maat is voor de zekerheid dat de waargenomen trefkans bij een bepaald monitoringsprogramma ook de werkelijke trefkans voor de populatie benadert.

Deze standaard error laat nu toe om bandbreedtes toe te passen: de gewenste trefkans is niet langer 1 getal, maar een range bepaald door de gemiddelde gewenste trefkans plus of min de standaard error. De waargenomen trefkans (dus het aantal monsters waarin de soort wordt gevonden, of de waargenomen gemiddelde dichtheid), kan nu dus worden vergeleken met de referentie (zijnde de gewenste trefkans plus of min de standaard error).

De evaluatie hiervan kent verschillende mogelijkheden:

- Voor soorten waarvoor een minimumcriterium geldt, wordt een maximale score toegekend wanneer de waargenomen trefkans groter is dan de gewenste trefkans min de standaard error. Lagere trefkansen wegen negatief.
- Voor soorten waarvoor een maximumcriterium geldt, zullen te hoge waargenomen aantallen (groter dan de gewenste trefkans plus de standaard error) negatief wegen op het resultaat.
- Een combinatie van beide is mogelijk, waarbij een maximale score wordt toegekend wanneer de soort binnen de opgegeven range voorkomt. Hogere en lagere trefkansen wegen negatief.

Door te werken met een standaard error wordt snel duidelijk welke soorten bij een welbepaalde monitoringsinspanning opgenomen kunnen worden in de referentiematrix. Wordt de monitoringsinspanning te laag, dan zal de berekende referentie R_i (op basis van een gemiddelde gewenste trefkans min de standaard error) uiteindelijk negatief worden. Een soort met negatieve occurrence R_i kan uiteraard niet worden beoordeeld. Maar de kans dat een soort met zeer kleine gewenste occurrence ($R_i << 1$) wordt aangetroffen in het estuarium, wordt ook verwaarloosbaar, met name wanneer het aantal genomen monsters laag is. Daarom worden enkel deze soorten in de referentiematrix opgenomen, waarvoor de gewenste trefkans bij een bepaalde monitoringsinspanning groter is dan 50%.

Voor bepaalde soortgroepen (zoals vogels) kan de evaluatie op het niveau van zones of gebieden worden uitgevoerd daar de monitoring als vlakdekkend of representatief voor het gebied in zijn geheel kan worden beschouwd en de soorten mobiel zijn. Voor het relatief immobiele benthos, waarvoor de distributie duidelijk gekoppeld is aan het voorkomen van ecotopen en waarvoor de monitoring (ten minste tegenwoordig) gestratificeerd naar ecotopen wordt uitgevoerd, zullen deze ecotopen mee beschouwd worden bij de Intactness beoordeling.

Een uitgebreide handleiding voor het afleiden van referentiematrices, inclusief rekenvoorbeelden en voorbeeld tabellen voor verschillende soortengroepen, is opgenomen in de bijlage bij dit hoofdstuk.

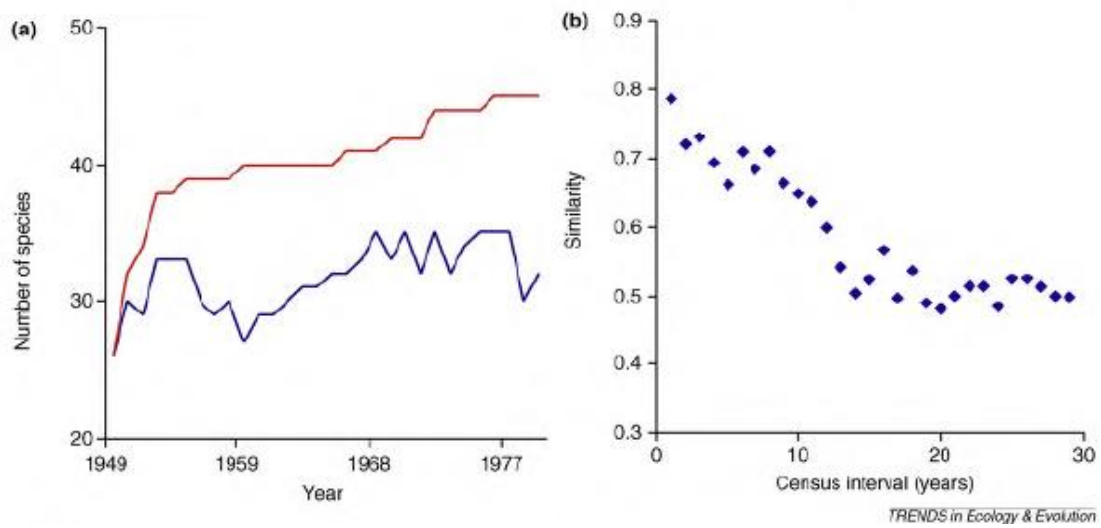
1.3.1.2 Intactness beoordeling

Door de inrichting van de huidige methodiek kan er tot op zekere hoogte worden omgegaan met variatie in monitoringsinspanningen. Intactness beoordelingen blijven vergelijkbaar en direct te beoordelen op een schaal van 0 tot 100%. Uiteraard wel tot op zekere hoogte, want met het verkleinen van de steekproefgrootte en het buiten beschouwing laten van soorten, neemt de onzekerheid over de indicatiewaarde toe. Het is aan te bevelen om de resultaten van de Intactness beoordeling altijd gepaard te laten gaan met een lijst van soorten die hebben meegeteld in de beoordeling van de Intactness, en het aantal opgenomen soorten als percentage van het maximum aantal voorgestelde soorten te rapporteren.

De referentie waarmee vergeleken wordt in de Intactness beoordeling, kan onderwerp zijn van discussie. Welke soorten in welke aantallen moeten voorkomen in het ideale estuarium, is moeilijk te bepalen. Echter, de Evaluatiemethodiek gaat niet uit van de ideale situatie, maar wel van een goed functionerend systeem. Welke intactness score hiervoor voldoende is, is weerom moeilijk te bepalen. Daarom stelt de methodiek dat de Intactness score niet mag afnemen ten opzichte van de T2009. Door het beoordelen van een trend, wordt de absolute intactness score (welke afhankelijk is van de samenstelling van de referentie) voorlopig minder belangrijk. Wanneer in de toekomst deze methode is toegepast op een langere dataset, wordt het wel mogelijk om een streefwaarde vast te stellen.

1.3.2 Sleutelsoorten

Hoe dan ook zijn natuurlijke gemeenschappen onderhevig aan verandering. Daarom lijkt het ook essentieel om naast het gebruik van een Intactness index, steeds een overzicht te geven van het aantal waargenomen soorten, zowel per jaar als cumulatief zoals in onderstaande figuur, die de ontwikkeling van bosvogels over de tijd weergeeft (Magguran et al., 2010). Hieruit blijkt duidelijk dat de aantallen soorten redelijk constant zijn, maar dat het cumulatieve aantal soorten veel hoger is, met andere woorden dat de gemeenschap behoorlijk gewijzigd is, zoals ook aangegeven door de similariteitsindex (maar zie Lamb et al. (2009) voor discussie over similariteitsindex versus Intactness index).



Figuur 1-4: (a) Accumulatie van soorten in de tijd in een vogelgemeenschap in een Brits bosgebied (bovenste lijn) in relatie tot het aantal waargenomen soorten tijdens elk monitoringsjaar. (b) Turnover in deze gemeenschap in relatie tot census interval. De grafiek geeft de similariteit weer tussen het eerste en de volgende jaren in een tijdreeks. De figuur is gebaseerd op de Eastern Wood vogelgemeenschap (uit Magguran et al., 2010)

Het begrip sleutelsoorten is een vaag begrip dat meestal gebruikt wordt voor soorten waarvan men weet (of denkt) dat hun voorkomen een zeer grote impact heeft op

structuur en functie van het ecosysteem. In deze evaluatiemethodiek wordt het begrip sleutelsoort breed gehanteerd. Het kan gaan om soorten die een belangrijke functie vervullen, maar ook om soorten die zijn opgenomen in bepaalde richtlijnen (waar ze overigens veelal in opgenomen zijn omdat ze een belangrijke functie of indicator waarde worden toegedicht). Zo zullen soorten met instandhoudingsdoelstellingen opgenomen worden als sleutelsoorten.
Bij sleutelsoorten is het belangrijk om ook de populatiegrootte te evalueren. Immers voor veel van die soorten vervuld het Schelde-estuarium een belangrijke rol in het behoud van de populatie van de soort. Waar mogelijk worden aantallen getoetst aan streefcijfers. In de meeste gevallen echter zullen de trends in aantallen worden geëvalueerd. Omdat verschillende soorten niet exclusief van het estuarium afhankelijk zijn (denk maar aan de trekvogels), dient de soort in relatie tot de ruimere populatie buiten het estuarium beoordeeld te worden.
De evaluatie van sleutelsoorten is met name van belang in die gevallen waar het Schelde-estuarium een belangrijke rol speelt bij de instandhouding van de totale wereldpopulatie, dan wel dat een substantieel deel van de wereldpopulatie zich in het Schelde-estuarium bevindt. De rol en/of functie van bepaalde soorten kan in bepaalde gevallen in principe worden ingevuld door andere soorten ook al zijn er allerlei ecologische processen die er voor kunnen zorgen dat een optimale overname van al die rollen en functies (tijdelijk) kan worden vertraagd of uit evenwicht kan zijn (te denken valt aan zoekpatronen van predatoren, adaptatie van soorten, prevalentie van ziektes, etc), Daar waar het belang van het systeem voor specifieke soorten minder speelt (en diverse soorten uiteraard al worden meegewogen in de beoordeling van de Intactness index) kan het waardevoller en indicatiever zijn om sleutelgroepen te beoordelen. In die gevallen zullen onder sleutelsoorten, sleutelgroepen dan wel verhoudingen tussen groepen worden geëvalueerd.

1.3.3 Exoten

Exoten (met uitzondering van de zogenaamde verschuivers) die zich vestigen en stabiele populaties opbouwen zijn doorgaans ongewenst. Ze kunnen immers inheemse soorten verdrukken, waardoor het functioneren van het systeem wordt bedreigd. Het is vooraf niet steeds duidelijk welke nieuw geïntroduceerde exoot zich zal ontplooien tot een invasieve soort. Daarom wordt elke toename van het aantal soorten exoten als ongewenst beschouwd. Indien mogelijk zal ook de biomassa of het aantal individuen geëvalueerd worden: een sterke toename kan een indicatie zijn voor het invasieve karakter van bepaalde exotische soorten.

1.4 Ruimtelijk en temporeel bereik

De waargenomen diversiteit is sterk afhankelijk van de monitoringsinspanning. Hoe meer men meet, hoe groter de kans om meerdere soorten aan te treffen. Het is daarom van groot belang dat ruimtelijke en temporele resolutie van de monitoring zeer goed gedocumenteerd wordt. Idealiter wordt steeds eenzelfde monitoringsinspanning aangehouden. Wijzigt de monitoringsinspanning, dan dient dit goed gedocumenteerd te worden voor een correcte interpretatie van trends dan wel het aanpassen van de referentie matrices.

1.5 Keuze van de toetsparameters

Een streefdoel binnen deze evaluatiemethodiek is te werken met een zo beperkt mogelijke set aan toetsparameters. Echter, bij Flora & Fauna moet de diversiteit van uiteenlopende organismen geëvalueerd worden. Het heeft weinig zin om organismen die te sterk van elkaar verschillen samen in 1 index te stoppen, zo’n index waarde zegt dan niets meer. Daarom zijn binnen Flora & Fauna 7 toetsparameters geselecteerd: *Vogels, Zoogdieren, Vissen, Benthos, Zooplankton, Fytoplankton en Vegetatie*.

2 Toetsparameter Vogels

2.1 Inleiding

Vogels zijn de groep die op de meeste plaatsen wordt opgevolgd en waarvoor vaak lange termijn data aanwezig zijn. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen broed- en niet-broedvogels. Estuaria vormen een cruciaal habitat voor doortrekkende en overwinterende eenden, ganzen en steltlopers. Onder impuls van het “International Waterfowl Research Bureau, IWRB” (nu Wetlands International WI) startten gecoördineerde tellingen van watervogels in de vroege jaren zeventig die ondertussen uitgebouwd zijn tot een globaal netwerk van tellers. Hierdoor zijn voor veel soorten goede schattingen van de populatie grootte beschikbaar. Onder impuls van voormalig HID van RWS-Zeeland Henk Saeijs werden de eerste gebiedsdekkende watervogeltellingen in het Nederlandse Deltagebied georganiseerd.

Voor de broedvogels is er een groot verschil tussen soorten. Voor verschillende typische kustbroedvogels zijn eveneens goede populatieschattingen beschikbaar (bv sternen), voor andere soorten (bv zangvogels) is dit niet het geval.

Voor een behoorlijk aantal vogelsoorten werden instandhoudingsdoelen opgesteld (Adriaensen et al., 2005; Anoniem, 2010). Het Schelde-estuarium heeft een belangrijke functie of potentieel zowel voor broedvogels als voor niet-broedvogels. De instandhoudingsdoelstellingen voor zowel de Westerschelde en Saeftinghe alsook de Zeeschelde selecteerden soorten en formuleerden doelstellingen met betrekking tot het potentiële aantal broedparen en het vooropgestelde seizoensgebonden aantal vogels (de niet-broedvogels). Een overzicht hiervan wordt gepresenteerd in Tabel 2.1. Voor al die soorten moeten de populatieontwikkelingen gemonitord worden.

Men moet echter bij dergelijke mobiele soorten als vogels die geregeld in en uit het gebied vliegen, bijvoorbeeld naar binnendijkse gebieden of voor trekvogels zelfs naar andere continenten, er op bedacht zijn dat de ontwikkelingen in de aantallen ook door factoren buiten het Schelde-estuarium kunnen worden bepaald. De aantallen geobserveerd in het estuarium zijn niet zelden gecorreleerd met de Europese populatiedynamiek die vaak sterk gecorreleerd is met klimaatomstandigheden in zowel het broedgebied (laag broedsucces door bijvoorbeeld extreme weersomstandigheden, of juist hoog broedsucces) als in het overwinteringsgebied (bijvoorbeeld sterfte of lage aantallen door gewijzigd doortrekgedrag in onze contreien wegens strenge vorst).

Hieronder wordt de methodiek voor broed- en niet-broedvogels afzonderlijk toegelicht, om deze nadien samen te evalueren. In de methodiek volgens Holzhauer et al. (2011) werd een afzonderlijke evaluatie van broedvogels en niet-broedvogels beschreven waarbij voor beiden zowel de Intactness, sleutelsoortenevaluaties als exoten evaluaties werden voorgesteld. Vanuit het oogpunt van de inventarisaties is het mogelijk voor de hand liggend dat de evaluatie wordt opgesplitst in de beoordeling van de twee groepen. In een Intactness beoordeling kunnen echter even goed de broedvogels en niet-broedvogels (indien nodig) worden samengevoegd. Exoten worden niet specifiek bij broedvogel inventarisaties gevolgd, enkel tijdens de ‘niet-broedvogel’ inventarisaties. De lijst van sleutelsoorten kan zowel broedvogels als ‘niet-broedvogels’ bevatten. We stellen daarom voor om enkel één Vogel evaluatie uit te voeren:

- Intactness evaluatie op basis van een gecombineerde broed- en ‘niet-broedvogel’ lijst.
- Exoten evaluatie op basis van ‘niet-broedvogel’ inventarisaties.
- Sleutelsoorten evaluatie bevattende de soorten (zowel broedvogel als ‘niet-broedvogel’) met instandhoudingsdoelstellingen.

Tabel 2.1: Instandhoudingsdoelstellingen (IHD) voor de Westerschelde (WS) (Aanwijzingsbesluit Natura 2000-gebied 'Westerschelde en Saeftinghe'), en IHD voor de Zeeschelde (ZS) (Adriaensen et al., 2005) voor de broedvogels en niet-broedvogels voor WS, voor de broedvogels voor de ZS.

Soort	IHD WS* (broedparen)	streefdoel evaluatiemethodiek broedparen WS**	seizoensdoelstelling (aantal) WS***	Opmerking WS	IHD ZS (broedparen)	Habitatdoelstelling (ha)	Habitattype
Baardman					100	588	riet/ruigte
Bergeend			4500				
Blauwborst	450			WS-doel	550	833	riet/ruigte
Bontbekplevier	100	10	430	Doelstelling IHD gehele Delta			
Bonte strandloper			15100				
Bruine kiekendief	20			WS-doel (=sleutelpopulatie)	50	1250	riet/ruigte
Drieteenstrandloper			1000				
Dodaars					50	2000	plas, oever, riet/ruigte
Dwergstern	300	100		Doelstelling IHD gehele Delta			
Fuut			100				
Goudplevier			1600				
Grauwe gans			16600				
Groenpootruiter			90				
Grote karekiet					40	18	riet/ruigte
Grote stern	4000			Doelstelling IHD gehele Delta			
Grutto					80		
Kanoet			600				
Kievit			4100				
Kleine zilverreiger			40				
Kluut	2000	> 150	540	Doelstelling IHD gehele Delta	350	350	slik/plaat
Kolgans			380				
Krakeend			40				
Kwartelkoning					40	1290	grasland
Lepelaar			30		40	500	bos, grasland, estuarien, plas
Middelste zaagbek			30				
Paapje					40	1481	grasland
Pijlstaart			1400				
Porseleinhoen					40	1290	riet/ruigte
Purperreiger					60	500	riet/ruigte
Rietzanger					170	340	riet/ruigte
Roerdomp					20	1000	riet/ruigte
Rosse grutto			1200				
Scholekster			7500		190	1188	grasland/ estuarien
Slechtvalk			8	seizoensmaximum			
Slobeend			70		150	1875	riet/ruigte, plas, oever
Snor					100	1250	riet/ruigte
Smient			16600				
Steenloper			230				
Strandplevier	220	40	80	Doelstelling IHD gehele Delta			
Tureluur			1100		130	813	grasland/ estuarien
Visdief	6500	1600		Doelstelling IHD gehele Delta			
Wilde eend			11700				
Wintertaling			1100				
Woudaapje					20	1000	riet/ruigte
Wulp			2500				
Zeearend			2	seizoensmaximum			
Zilverplevier			1500				
Zomertaling					20	1000	grasland/ estuarien
Zwarte ruiter			270				
Zwartkopmeeuw	400	> 4		Doelstelling IHD gehele Delta			

* IHD vermeldt in aanwijzingsbesluit Westerschelde & Saefinghe

** Afleiding gebaseerd op de toelichting gegeven in aanwijzingsbesluit (streefdoel specifiek voor de evaluatiemethodiek diversiteit vogelsoorten)

*** De aantallen voor WS niet broedvogels zijn gebaseerd op seizoensgemiddelde (= periode van een jaar juni tot juli) periode van 5 jaar 1999/2000 - 2003/2004 tenzij anders vermeldt in 'opmerking WS' (seizoensmaximum)

2.2 Rekenparameters en criteria voor Vogels

2.2.1 Intactness-index

Voor de evaluatie van de Intactness van de vogelpopulaties in het Schelde-estuarium wordt gebruikt gemaakt van de Abundance Intactness Index, zoals beschreven in de inleiding (1.3.1 Intactness Index), waarbij hier een evaluatie per Scheldezone (niveau 3, zie § 2.5 in de inleiding) plaats vindt. Een gedetailleerde beschrijving voor het opstellen van de referentiematrices, uitgewerkte voorbeeld referentiematrices en alle afwegingen die gemaakt werden om deze op te stellen, zijn te vinden in de bijlage bij dit hoofdstuk. De algemene principes staan hieronder beknopter weergegeven, evenals een voorbeeldmatrix (opgesteld voor het monitoringsprogramma en gebiedsindeling ten tijde van T2009).

Broedvogels worden niet opgenomen in de referentiematrix. Er bestaat weliswaar een monitoring van deze broedvogels waarvoor instandhoudingsdoelstellingen bestaan, maar aangezien deze soorten reeds afzonderlijk als sleutelsoorten worden beoordeeld, is een bijkomende evaluatie in een intactness overbodig.

Niet-broedvogels (ook deze met IHD) worden wel via een Intactness index geëvalueerd. De referentie Abundance Intactness matrices zijn opgesteld op basis van maximaal waargenomen aantallen per soort per jaar. Daarbij is zo veel mogelijk rekening gehouden met natuurlijke fluctuaties in populaties onder referentiecondities. Om voor iedere soort voldoende kans te hebben dat het werkelijke jaarmaximum met het huidige monitoringsprogramma wordt waargenomen, wordt deze info mee aangewend bij het opstellen van de referentiematrices. Soorten met een referentie Abundance intactness (Ai) onder de 0.5 werden uit de beoordeling weggelaten. Ook dwaalgasten werden niet opgenomen in de referentiematrices, omdat hun aan- of afwezigheid weinig zegt over de toestand van het estuarium.

Evaluatie van de intactness van de vogelgemeenschappen vindt plaats op basis van watervogelseizoenen die lopen van juli tot en met juni van het daaropvolgende jaar.Voor bijvoorbeeld de T2015 evaluatie betekent dit dat de vogelaantallen van juli 2014 tot en met juni 2015 gelden als de vogelaantallen voor het watervogelseizoen 2015.

We zijn ons er van bewust dat er zich enkele jaren geleden grote aantallen opportunisten in het Schelde-estuarium en met name in de Zeeschelde ophielden, waarbij het de vraag is of dat een wenselijke situatie is onder referentiecondities. Vooralsnog hebben we echter nog geen maximum aantallen voor bepaalde soorten ingesteld, omdat een aantrekkingskracht van het systeem ten opzichte van gebieden in de omgeving ook niet negatief te noemen is. Het grote aantal vogels was niet het probleem, het was mogelijk wel een uiting van een onderliggend probleem. We gaan er van uit dat wanneer negatieve aspecten (bijvoorbeeld te eutroof systeem) ten grondslag liggen aan het fenomeen, deze aspecten zichtbaar zullen zijn in de score van andere vogelsoorten in de matrix en uiteraard andere indicatoren elders in de evaluatiemethodiek..

Tabel 2.2 geeft de referentiematrix voor niet-broedvogels in de Scheldezones van de Zeeschelde en zijrivieren, waarbij de jaarrond maximaal waargenomen abundanties worden beoordeeld. Tabel 2.3 toont deze matrix voor de Scheldezones in de Westerschelde. Vanwege het grotere oppervlak van de deelgebieden en de grotere aantallen die per soort aanwezig kunnen zijn (grotere trefkans voor de soort per deelgebied bij inventarisatie), is het aantal in de evaluatie betrokken soorten ook groter (omdat dit nu mogelijk is).

Tabel 2.2 Referentie Abundance matrix met Ri waarden voor de zones van de Zeeschelde + zijrivieren voor de jaarlijkse evaluatie van de jaarmaximum geobserveerde abundantie.

Species	Zoet Kort Verblijf	Zoet Lang Verblijf	Oligoha-liene Zone	Salini-teits-gradiënt	Rupel	Durme
Actitis hypoleucos	21	60	44	81	2,3	4,4
Anas acuta	19	200	410	340	570	1,4
Anas clypeata	77	5,3	4,8	40	15	12
Anas crecca	880	5300	12000	2600	3000	1400
Anas penelope	1	19	55	2700	4,2	5,4
Anas platyrhynchos	1800	5000	4800	1200	930	460
Anas strepera	190	470	2300	810	860	38
Anser albifrons			15	160		
Anser anser	0,9	1,4	8,4	2600	1,2	20
Arenaria interpres				0,6		
Ardea cinerea	12	20	14	27	24	8,9
Aythya ferina	450	3400	4100	290	940	170
Aythya fuligula	76	350	790	420	250	78
Aythya marila	0,3	1	6,6	1,4		
Branta leucopsis	1,3	1,3	1,2	1,7	1,1	1,7
Bucephala clangula	1,3	1,3	1,8	1,6	1,2	0,1
Calidris alba				1,7		
Calidris alpina		33	1100	1100	130	110
Calidris minuta				2,9		
Charadrius dubius			1,2	3,1		
Charadrius hiaticula				150		
Cygnus olor	42	6,4	8,7	7,8	67	2,1
Egretta garzetta	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1
Fulica atra	320	840	1100	15	510	380
Gallinago gallinago	2,3	7,4	5,3	4,5	6,1	7,6
Gallinula chloropus	380	400	79	19	74	57
Haematopus ostralegus	2,7	5,8	11	190	2,9	1
Larus argentatus	37	120	83	440	19	5,7
Larus canus	32	94	170	260	48	1,7
Larus fuscus	16	75	40	20		4
Larus marinus		2,1	4,8	10		
Larus melanocephalus		1,3	1,3	10		
Larus michahellis		1	1	1,9		
Larus ridibundus	400	560	1700	3800	640	74
Limosa lapponica				88		
Mergus albellus		1,4	0,7			
Mergus merganser		2,4	1,6		2,8	
Mergus serrator				2		
Netta rufina		0,8	0,9			
Numenius arquata			2	360		21
Phalacrocorax carbo	14	27	26	110	25	54
Philomachus pugnax		2,1	2,2	11		
Platalea leucorodia	12	12	12	12	12	1,2
Pluvialis apricaria				26		
Pluvialis squatarola				290		
Podiceps cristatus	4,6	5,9	7	86	4,8	21

Podiceps nigricollis			0,8	0,8		
Recurvirostra avosetta	0,6	2,4	7,8	610	11	0,8
Sterna hirundo		2,4	8,7	270		0,9
Tadorna tadorna	74	560	1300	1300	370	110
Tringa erythropus				8,4		
Tringa nebularia		0,9		4,8		
Tringa ochropus	1,2	2		0,5	1	
Tringa totanus	0,5	1,4	2,9	98	1,7	
Vanellus vanellus	590	1300	2700	1500	1700	100

Alle referentiewaarden dienen aan de onderzijde te worden getoetst; m.a.w. of de waarde wordt gehaald. Een Leeg veld in de matrix geeft aan dat de desbetreffende soort niet in de referentiematrix van het desbetreffende deelgebied is opgenomen omdat de soort niet representatief is voor de desbetreffende zone, of omdat de referentiedichtheden te laag zijn om de soort bij de huidige monitoringsinspanningen waar te nemen (trefkans < 0,5). Let wel; er zijn soortspecifieke criteria opgesteld waaraan de monitoringsinspanning dient te voldoen voordat de soort wordt opgenomen in de evaluatiematrix van het desbetreffende jaar (zie rekensheets in bijlagen).

Tabel 2.3 Referentie Abundance matrix met Ri waarden voor de zones van de Westerschelde voor de jaarlijkse evaluatie van de jaarmaximum geobserveerde abundantie.

	Mesohaliene zone	Polyhaliene zone	Mondingszone
Accipiter gentilis	1		
Accipiter nisus	5	2,2	3,8
Actitis hypoleucos	280	88	120
Alca torda			1,1
Alcedo atthis	3,2	1,4	2,6
Alle alle			1
Anas acuta	6800	340	160
Anas clypeata	150	50	84
Anas crecca	3100	180	490
Anas penelope	46000	4000	5100
Anas platyrhynchos	12000	5900	6800
Anas strepera	95	26	60
Anser albifrons	4600	900	17
Anser anser	53000	500	1200
Anser brachyrhynchus	4,4	3,5	
Anser caerulescens	2,8	0,6	
Anser erythropus			0,6
Anser serrirostris	290	700	130
Ardea cinerea	24	19	56
Ardea purpurea	0,8		
Arenaria interpres	50	220	620
Asio flammeus	1,6	1,2	2,1
Aythya ferina	23	10	70
Aythya fuligula	64	46	120
Branta bernicla	22	24	88
Branta leucopsis	830	50	130
Bucephala clangula	12	2,8	19
Calidris alba	1100	2200	1300
Calidris alpina	11000	15000	19000
Calidris canutus	220	680	4300

Calidris ferruginea	8,9	16	130
Calidris maritima			81
Calidris minuta	37	18	16
Calidris temminckii	2,1		1
Carduelis flavirostris	280	32	140
Charadrius alexandrinus	28	64	440
Charadrius dubius	7,4	3	4,3
Charadrius hiaticula	500	640	2400
*Chroicocephalus ridibundus**	590	1300	2400
Circus aeruginosus	73	5,9	10
Circus cyaneus	39	1,5	3,6
Circus pygargus	0,7		
Cygnus bewickii	12	1,3	1,3
Cygnus olor	5,3	3,7	4,7
Egretta alba	5,7		
Egretta garzetta	120	10	50
Eremophila alpestris		2,5	12
Falco peregrinus	7	2,6	4,2
Fulica atra	190	47	270
Gallinago gallinago	270	39	60
Gallinula chloropus	24	53	69
Gavia stellata	1	1	3,7
Haematopus ostralegus	2400	6300	11000
Haliaeetus albicilla	1,2	1,2	0,3
Himantopus himantopus	1,8		
*Hydrocoloeus minutus**			29
*Larus argentatus**	3200	840	9000
*Larus canus**	300	200	750
*Larus fuscus**	1,1		
*Larus marinus**	14	14	310
Limosa lapponica	1200	2100	1700
Limosa limosa	190	75	360
Melanitta fusca			2,7
Melanitta nigra			6
Mergus serrator	19	37	180
Morus bassanus			1,6
Numenius arquata	1600	2300	3300
Numenius phaeopus	61	33	110
Pandion haliaetus	2	1	1,3
Phalacrocorax carbo	160	94	210
Philomachus pugnax	47	11	99
Platalea leucorodia	180	17	15
Plectrophenax nivalis	14	37	53
Pluvialis apricaria	3300	3300	1800
Pluvialis squatarola	1600	1400	3000
Podiceps cristatus	56	46	480
Rallus aquaticus	8,6	1,5	1,4
Recurvirostra avosetta	720	390	500
*Rissa tridactyla**			43
Somateria mollissima	4,3	12	97
Stercorarius parasiticus			1,3
Tachybaptus ruficollis	11	7,7	40
Tadorna tadorna	4100	4600	6600

Tringa erythropus	810	69	210
Tringa glareola	6,8		
Tringa nebularia	160	110	96
Tringa ochropus	12	2,6	6,1
Tringa totanus	1200	1200	820
Uria aalge			6,9
Vanelus vanelus	8900	2900	2300

*De referentie abundanties voor deze soorten behorende tot de meeuwen berusten enkel op waarnemingen in de maand Januari; alle andere waarnemingen buiten deze maand dienen buiten beschouwing te worden gelaten.

Alle referentiewaarden dienen aan de onderzijde te worden getoetst; m.a.w. of de waarde wordt gehaald. Een Leeg veld in de matrix geeft aan dat de desbetreffende soort niet in de referentiematrix van het desbetreffende deelgebied is opgenomen omdat de soort niet representatief is voor de desbetreffende zone, of omdat de referentiedichtheden te laag zijn om de soort bij de huidige monitoringsinspanningen waar te nemen (trefkans < 0,5). Let wel; er zijn soortspecifieke criteria opgesteld waaraan de monitoringsinspanning dient te voldoen voordat de soort wordt opgenomen in de evaluatiematrix van het desbetreffende jaar (zie rekensheets in bijlagen).

2.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen

2.2.2.1 Broedvogels

Als sleutelsoorten wordt een selectie van soorten met een instandhoudingsdoelstelling (IHD) genomen, samengevat in Tabel 2.4. Er wordt een beoordeling uitgevoerd op Westerschelde en Zeeschelde schaal (niveau 2).

Voor de Westerschelde betreft het zeven soorten kustbroedvogels (bontbekplevier, dwergstern, grote stern, kluut, strandplevier, visdief, zwartkopmeeuw), met IHD voor de gehele Delta (regiodoel). Daarnaast zijn in het Natura 2000 gebied Westerschelde en Saeftinghe tevens bruine kiekendief en blauwborst aangewezen als broedvogelsoorten. Voor de evaluatie van bruine kiekendief en blauwborst kunnen de IHD als criterium gehanteerd worden (Tabel 2.1). Voor de zeven soorten kustbroedvogels zijn geen IHD voor de Westerschelde zelf gespecifieerd, wel op niveau van de gehele Delta. Daarom worden voor de evaluatie van de kustbroedvogels in de Westerschelde streefdoelen gebruikt (Tabel 2.1), gebaseerd op nadere toelichtingen in het aanwijzingsbesluit. Voor de Grote Stern werd de IHD gebaseerd op de Delta populatie, welke uit 3 kolonies bestaat (de Hooge Platen in de Westerschelde, de Hompelvoet in de Grevelingen en de voorhaven van Zeebrugge die niet los van de populaties in Nederland kan worden gezien). Vervolgens werd met behulp van Arts & Meininger afgeleid dat het aantal broedparen in de Westerschelde in 70% van de totale Delta populatie dient te voorzien. Dit betekent dat het streefdoel voor de Westerschelde 2800 broedparen betreft, aangezien de IHD voor de Delta 4000 broedparen is.

Voor de Zeeschelde werden initieel IHD's afgeleid, die een veel ruimer gebied omvatten dan enkel het buitendijkse, estuariene deel dat binnen deze Evaluatiemethodiek wordt geëvalueerd. Zo zijn ook voor broedvogels in de Zeeschelde IHD's geformuleerd voor soorten die weinig of geen relatie hebben met het estuariene functioneren. Om nu criteria specifiek voor het buitendijkse estuariene deel van de Schelde af te leiden, is het minimum areaal aan intertidaal benodigd voor het goed functioneren van het systeem (zie Maris et al., 2013), als uitgangspunt genomen. Dit is vervolgens ingedeeld volgens de in Piesschaert et al. (2007) voorgestelde verdeelsleutel van estuariene habitats in het Meest Wenselijke Alternatief (MWeA-gebieden) waarbij er van uit is gegaan dat 50% van het intertidale gebied beheerd wordt. Verder werd aangenomen dat de intertidale delen in de Zone met een sterke Saliniteitsgradient brak zullen zijn, en die in de overige zones

zoet. Hiermee valt het oppervlak onder GEP condities in te delen in oppervlaktes voor estuariene habitats, waar met behulp van de beschrijvingen per IHD soort (in Piesschaert et al., 2007) aantallen broedparen per 100 ha aan te hangen zijn. De sommatie van de aantallen per zone en habitat levert de specifieke buitendijkse criteria voor aantallen broedparen van de sleutelsoorten in het buitendijkse deel van de Zeeschelde + zijrivieren. Meer info over deze afleiding is opgenomen in de bijlage bij dit hoofdstuk (bijlage intactness index).

Tabel 2.4 Sleutelsoorten voor broedvogels met criteria voor aantal broedparen in Westerschelde (WS) en Zeeschelde (ZS)

	WS	**ZS**
baardmannetje		14
blauwborst	450	140
bontbekplevier	10	
bruine kiekendief	20	11
dodaars		26
dwergstern	100	
grote karekiet		27
grote stern	2800	
kluut	150	139
kwak		9
kwartelkoning		2
lepelaar		14
paapje		3
porseleinhoen		2
purperreiger		11
rietzanger		106
roerdomp		5
scholekster		92
slobeend		15
snor		22
strandplevier	40	
tureluur		26
visdief	1600	
woudaap		9
zomertaling		5
zwartkopmeeuw	4	

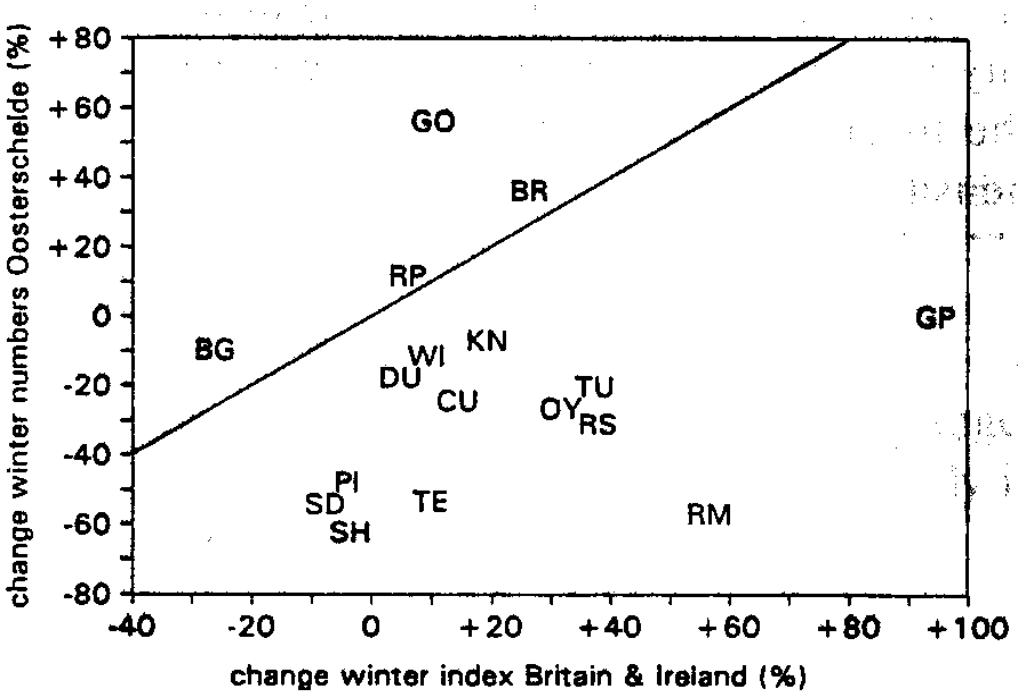
Een toetsing aan de streefdoelen wordt jaarlijks uitgevoerd. Een positieve evaluatie voor deze rekenparameter volgt wanneer in 5 van de 6 jaar de streefdoelen of IHD worden bereikt. Wanneer in 2 of meer jaren voor 1 of meerdere soorten de waarden niet worden behaald, volgt een negatieve evaluatie.

2.2.2.2 Niet-broedvogels

De soorten waarvoor IHD bestaan en de soorten die voldoen aan het 1% criterium (Ramsar) worden hier als sleutelsoorten beschouwd. Enkel voor de Westerschelde zijn IHD beschikbaar voor niet-broedvogels; ze zijn gebaseerd op seizoengemiddelden (zie seizoendoelstelling WS in Tabel 2.1).

Voor soorten met IHD wordt jaarlijks het seizoengemiddelde getoetst aan de IHD. Voor een positieve evaluatie moet in minstens 5 van de 6 beschouwde jaren voldaan worden aan de IHD. Indien in 2 of meer jaren 1 of meerdere soorten niet voldoen aan de IHD, volgt een negatieve evaluatie

Voor de soorten die de Ramsar 1% norm overschrijden, wordt naar het seizoen maximum gekeken, gemiddeld over een periode van zes jaar. De aantallen in de Schelde zeggen op zich niet zo veel, en moeten daarom gezien worden in de context van de internationale ontwikkelingen van de soort. Voor deze soorten zijn immers doorgaans goede populatieschattingen aanwezig, zodat een vergelijking van de Schelde met de trends in een gehele populatie mogelijk is. Voor deze vergelijking met populatie grootte, worden de veranderingen in de Schelde per periode van 6 jaar uitgezet ten opzichte van de veranderingen van de ruimere populatie (idealiter de gegevens van de volledige populatie, in het andere geval de gegevens van het internationale waddengebied en/of de gegevens van de Britse estuaria (zie voorbeeld in Figuur 2-1). Veranderingen die in lijn liggen met de populatie zullen punten geven op of bij de bissectrice. Wanneer de veranderingen afwijken, zullen de aantallen respectievelijk boven of onder de bissectrice liggen. Wanneer de veranderingen onder de bissectrice liggen worden die als negatief beoordeeld, in de andere gevallen niet.



Figuur 2-1: Voorbeeld van een trend in de Oosterschelde in relatie tot de trend in Groot Brittanië en Ierland. De vergelijking beschouwt de midwinter aantallen van diverse watervogels (voorgesteld door twee lettercode) voor en na de bouw van de Oosterscheldekering. (Uit Meire et al., 1990).

2.2.3 Trends in exoten (broedvogels en niet-broedvogels)

Idealiter kent het estuarium geen exoten. Helaas zitten er reeds diverse soorten. Sommige hebben zich reeds permanent gevestigd in de Schelde. Andere soorten zullen wellicht spontaan weer verdwijnen omdat de leefomgeving in de Schelde niet steeds geschikt is om een stabiele populatie op te bouwen. We stellen dat een verdere toename van het aantal soorten ongewenst is.

De trend in het aantal soorten wordt berekend en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt voor elke soort de trend in de aantallen berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename negatief wordt beoordeeld.

2.3 Samenvatting en beoordeling Vogels

Tabel 2.5: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Vogels

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness Vogels	Voor een positieve beoordeling mag de trend op basis van de jaarlijks berekende Abundance Intactness niet afnemen.
Exoten vogels	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen ook.
Sleutelsoorten vogels	Voor een positieve evaluatie dienen de streefaantallen voor broedvogels gehaald te worden in 5 van de 6 te evalueren jaren. Ook voor de niet-broedvogels geldt dat in 5 van de 6 te evalueren jaren de aantallen dienen te voldoen aan de IHD of het 1% criterium. Verder mag de trend niet dalen ten opzichte van de internationale trend voor een positieve beoordeling.

2.3.1 Verklarende parameters

De meeste vogelsoorten in deze evaluatie hebben niet enkel het estuarium als hun leefgebied, maar brengen een groot deel van de tijd door buiten de Schelde. Verklaringen voor trends zijn dan ook vaak niet binnen de grenzen van het estuarium te vinden. Daarom wordt voor een aantal soorten bij de evaluatie reeds de trend van een populatie in het estuarium vergelijken met trends buiten het estuarium. Die algemene trend van een populatie kan daarom als belangrijke verklarende parameter aangewend worden.

Binnen het estuarium vormen het areaal geschikt habitat (Leefomgeving), het voedselaanbod (Zoöplankton, Benthos, Vis uit Fauna & Flora), Waterkwaliteit en Ecologisch Functioneren belangrijke verklarende parameters.

3 Zoogdieren

3.1 Inleiding

In het estuarium lopen diverse monitoringsprogramma's voor zoogdieren. Het betreft in hoofdzaak het opvolgen van zeezoogdieren, maar ook een beperkt aantal andere zoogdieren die vermeld staan in een annex van de habitatrichtlijn. Hiertoe behoren de Noorse Woelmuis, een aantal vleermuizen, de Bever en de Otter. Omdat hun relatie tot het ecologisch functioneren van het estuariene systeem beperkt is, worden ze binnen deze evaluatiemethodiek buiten beschouwing gelaten.

De zeezoogdieren beperken zich in hoofdzaak tot de Westerschelde. Er zijn weliswaar regelmatig meldingen van zeehonden en bruinvissen in de Zeeschelde en de frequentie daarvan is uiteraard mede getuige van de toestand van het ecosysteem. Maar omdat het eerder om dwaalgasten gaat, worden deze waarnemingen in de Zeeschelde niet betrokken in de evaluatie.

Door de jaren heen kunnen we stellen dat zo'n 21 zeezoogdiersoorten (o.a. diverse walvis-, dolfijn- en zeehondensoorten) sporadisch in de Westerschelde worden waargenomen (Witte, 2001; Meininger et al., 2003). Een groot aantal landzoogdieren maakt gebruik van de oevers en de 'wetlands' behorende bij het systeem. Ze zijn echter niet strikt gebonden aan de estuariene omgeving of zijn niet echt indicatief voor het estuarien functioneren. Deze soorten vallen dan ook buiten de scope van deze evaluatie.

In de Westerschelde is slechts voor 3 soorten sprake van permanente aanwezigheid. Het gaat om de gewone zeehond (*Phoca vitulina*), de grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) en de bruinvis (*Phocoena phocoena*). Alledrie deze soorten hebben een bijzondere status met specifieke instandhoudingsdoelen in het kader van Natura2000 (Witte, 2001; LNV, 2006). De Vlakte van De Raan is, als onderdeel van het Noordzeegebied, voor alle drie deze soorten aangewezen als leefgebied.

Zeehonden staan aan de top van de voedselketen en stellen belangrijke habitatvereisten. Ze zijn daarom indicatief voor de algehele ecologische kwaliteit. Omdat de Grijze zeehond slechts recent is teruggekeerd nadat hij sinds de Middeleeuwen verdwenen was, wordt enkel de gewone zeehond als indicatorsoort geselecteerd binnen deze evaluatiemethodiek.

Bruinvissen zijn eveneens toppredatoren en indicatief voor een goed functionerend voedelweb. Het aantal bruinvissen is echter moeilijker in te schatten dan het aantal zeehonden. Daarom geniet de gewone zeehond de voorkeur om opgenomen te worden voor de toetsparameter Zoogdieren.

3.1.1 Belang

Voor de gewone zeehond in het Deltagebied geldt een regionale populatiedoelstelling van tenminste 200 exemplaren, waarbij de Voordelta de grootste bijdrage levert. In Natura2000 gebied 122, zijnde Westerschelde en Saeftinghe, moet het areaal aan ongestoord gebied toenemen zodat het beter geschikt wordt voor de voortplanting van de gewone zeehond.

De gewone zeehond was tot in de 18de eeuw zeer talrijk aanwezig in het Schelde-estuarium. Er waren naar schatting 1000 gewone zeehonden in de Westerschelde rond 1900, toen beide soorten al sterk op hun retour waren. De achteruitgang van beide soorten is niet in de laatste plaats bewerkstelligd door actieve jacht. Daarnaast hebben ook het voedselaanbod (vis) en verontreiniging een rol gespeeld; twee factoren die

wellicht nog steeds een belangrijke rol spelen in de aantalsontwikkelingen (Reijnders, 1986).

Gewone zeehonden staan aan de top van de voedselketen. Er moet ook geschikt habitat zijn: het areaal plaatoppervlak is van belang, maar ook de droogvalduur, de vluchtmogelijkheden en de bereikbaarheid van foerageergronden en diepere wateren. Er moet sprake zijn van een compleet goed functionerend voedselweb, zonder in kwaliteit achterblijvende factoren, alvorens behoorlijke aantallen van deze dieren zich permanent in de Westerschelde zullen vestigen. Zij zijn daarom geschikte indicatoren voor de algehele ecologische kwaliteit van het systeem. De invloed van de zeehonden op het Schelde-ecosysteem daarentegen is zeer beperkt: zij vervullen geen sleutelrol.

3.2 Parameters en criteria voor de toetsparameter Zoogdieren

Intactness-index
De meeste zeezoogdiersoorten in de Schelde zijn sporadische gasten die niet afhankelijk zijn van het estuarium. Hun aanwezig berust vaak op toeval, ze zullen dus niet aangewend worden voor een Intactness-index. Gezien het zeer beperkte aantal zeezoogdieren dat wel regelmatig gebruik maakt van het estuarium om te foerageren of er zich voortplanten, is een Intactness index niet van toepassing.

Trend in exoten
Voorlopig zijn er geen meldingen van invasieve exoten onder de zeezoogdieren in de Schelde. Worden deze toch vastgesteld, is een trendanalyse aan de orde.

Trends in sleutelsoorten
Slechts 1 soort, de gewone zeehond, werd geselecteerd voor de evaluatie. Er wordt enkel naar trends gekeken. Er bestaat weliswaar wel een doelstelling voor het gehele Deltagebied, maar niet voor het estuarium op zich. De genoemde aantallen van rond het jaar 1900 (1000 individuen) worden niet als referentie gehanteerd voor de Westerschelde. Het systeem is de voorbije 100 jaar dermate gewijzigd, dat historische situaties moeilijk als referentie kunnen gebruikt worden.

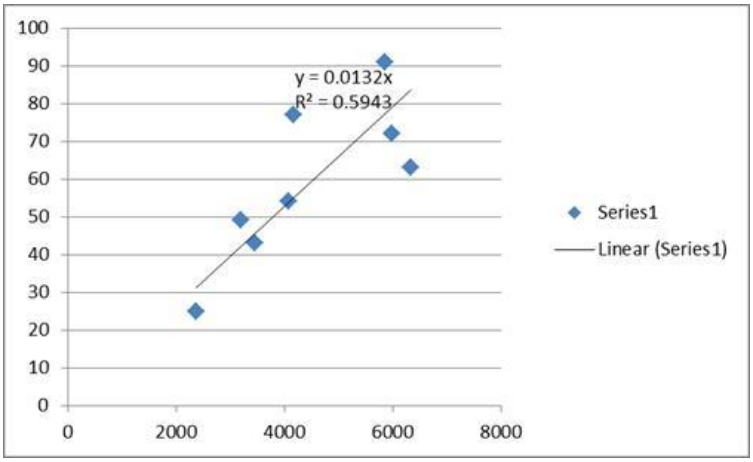
Aangezien de groepen gewone zeehond in de Westerschelde deel uitmaken van Deltapopulaties is er een grote uitwisseling en dienen we in de evaluatie ook rekening te houden met de dynamiek van de gehele populaties en met invloeden en ontwikkelingen waarvan de oorzaken zich buiten het Schelde-estuarium kunnen situeren. De Delta populatie maakt op zich ook deel uit van de Zuidelijke Noordzee-populatie. Evaluatie van de toestand in de Westerschelde moet daarom steeds relatief aan de volledige populatie gebeuren.

3.2.1 Aantal Zeehonden

Voor de bepaling van het aantal zeehonden wordt gedurende de zomermaanden (mei t/m oktober) twee maal per maand een vliegtuigtelling uitgevoerd tijdens laag water. Er blijkt een vrij grote schommeling te zitten op de waargenomen aantallen. Uit onderzoek is gebleken dat tijdens de maand augustus de kleinste variatie in totale aantallen optreedt, zodat dan de meest zinvolle uitspraak mogelijk is over de evolutie van het aantal zeehonden in de Schelde. Aanvullend wordt ook het jaarmaximum bepaald.

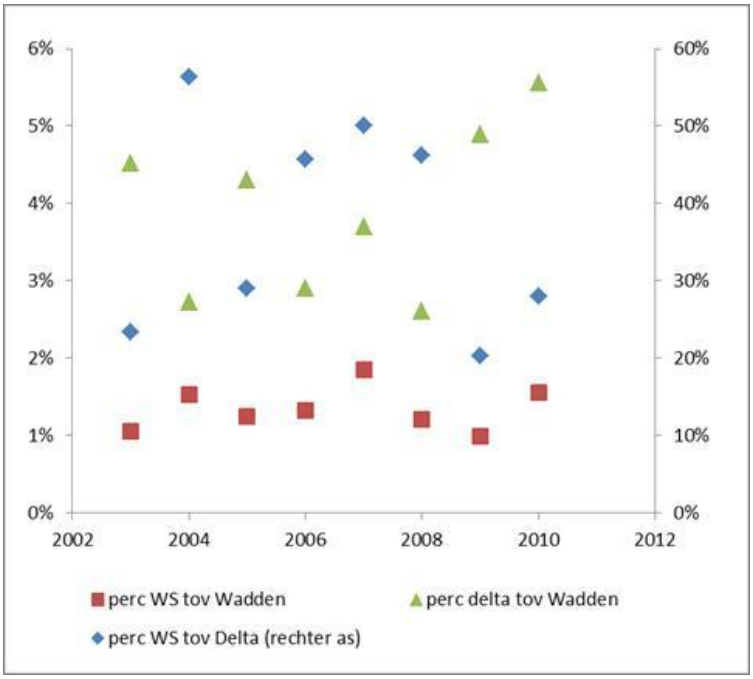
Trends in aantallen worden uitgezet. Aangezien de gewone zeehonden in de Westerschelde deel uitmaken van de een grotere populatie, wordt de trend uitgezet tegenover de gehele populatie. In eerste instantie zou naar de delta populatie gekeken kunnen worden. Deze Delta populatie maakt echter deel uit van de Zuidelijke Noordzee populatie. Door een gebrek aan geboorten en het hoge sterftecijfer zou de populatie in de Delta uitsterven. De Waddenzee, en vermoedelijk ook de Britse populaties, moeten als bron worden gezien voor de Delta-populatie. Uit de T2009 evaluatie en bijhorende

Evaluatie van de Evaluatiemethodiek blijkt dat de variatie in het aandeel zeehonden in de Westerschelde ten opzichte van de gehele Delta groot is, waaruit wordt besloten dat de Delta-populatie weinig geschikt is als referentie. Daarom worden de veranderingen in de Westerschelde best vergeleken met een ruimere populatie, zoals de Zuidelijke Noordzee-populatie. Aangezien de gegevens van Britse zeehondentellingen niet vrij toegankelijk zijn, gaat de voorkeur naar een vergelijking met de Waddenzee. In het kader van T2009 is gekeken naar een verband tussen het aantal zeehonden in de Westerschelde en in de Waddenzee over de periode 2002-2010 (Figuur 3-1). Deze lijken wel mooi aan elkaar gelinkt.



Figuur 3-1: aantal zeehonden in de Westerschelde (Y-as) ten opzichte van de Waddenzee (X-as) (data 2003-2010)

Figuur 3-2 toont de verhouding tussen de verschillende zeehondenpopulaties in de Nederlandse wateren. Hieruit blijkt dat het aandeel Westerschelde ten opzichte van de Delta zeer sterk fluctueert en dus niet geschikt is voor een trendvergelijking. Het aantal zeehonden in de Westerschelde ten opzichte van de Waddenzee blijft wel redelijk constant en varieert tussen de 1% en 2%, met een gemiddelde van 1.32%. Enkel in 2009 lag de verhouding iets lager (0.99%). Uit deze analyse blijkt een relevante ondergrens waaraan de populatie in de Westerschelde ten opzichte van de Noordzee moet voldoen de 1% grens: wanneer de aantallen zeehonden in de Westerschelde lager is dan 1% van de Waddenzee, moet de situatie als negatief beschouwd worden.



Figuur 3-2: Verhouding (%) tussen verschillende zeehondenpopulaties in de Nederlandse wateren

3.2.2 Aantal pups geboren in de Schelde

Aangezien het aanwijzingsbesluit van de Westerschelde en Saefthinge specifiek vermeldt dat het areaal onverstoord gebied moet toenemen zodat het gebied beter geschikt wordt voor voortplanting, zou het aantal pups als rekenparameter kunnen geselecteerd worden. Het aantal pups is echter bij vliegtuigtellingen lastig om waar te nemen. Bij gebrek aan betrouwbare data voor aantallen pups is het niet mogelijk een criterium op te stellen. Daarom werd besloten om dit niet als rekenparameter op te nemen, maar toe te voegen als verklarende parameters.

3.3 Samenvatting en beoordeling

Voor een positieve beoordeling moet voldaan zijn aan de onderstaande rekenparameter:

Rekenparameter	Beoordeling
Aantal zeehonden	op basis van de aantallen in de maand augustus, moet de Scheldepopulatie minstens 1 % bedragen van de Waddenzeepopulatie.

3.4 Verklarende parameters

Het aantal pups geboren in de Schelde (zie 3.2.2) zal vanzelfsprekend mede bepalend zijn voor de Scheldepopulatie. Dit wordt daarom als verklarende parameter opgenomen.

Verder zijn het voedselweb, de waterkwaliteit en de leefomgeving bepalend zijn voor het succes van de zeehondenpopulatie (succes relatief tov Waddenzee populatie). Verklarende parameters zijn daarom te vinden in de hoofdstukken *Ecologisch Functioneren, Waterkwaliteit, Leefomgeving en Fauna & Flora*.

4 Vissen

4.1 Inleiding

Vissen in het estuarium vormen een zeer diverse groep. Er zijn soorten die gebruik maken van het gehele estuarium en waarvoor de natuurlijke gradiënten (saliniteit, dynamiek, bathymetrie, …) van essentieel belang zijn. Andere soorten zijn specifiek gerelateerd aan bepaalde zones en/of habitats voor diverse levensbehoeften die kunnen verschillen naargelang het levensstadium. Om het estuarien functioneren ten aanzien van vissen te analyseren worden soorten samengebracht in functionele groepen of 'gilden' op basis van habitatgebruik en migratiepatronen (estuarien gebruik), voedingswijze (trofische gilde), en voortplantingsstrategie. Tabel 4.1 geeft een overzicht van de meest voorkomende soorten vissen in het Schelde-estuarium, de verschillende functionele groepen waarin ze kunnen worden ondergebracht, hun gevoeligheid voor verstoring en de samenstelling van de MEP/GEP lijsten voor de verschillende saliniteitszones of waterlichamen.

Het gebruik van de verschillende saliniteitszones, de afhankelijkheid van het estuarium en migratiepatronen vormen de basis van de 'estuarien gebruik' gilden. Estuarien residente soorten (Es) kunnen hun hele levenscyclus in het estuarium doorbrengen en zijn euryhalien. Dat betekent dat ze zich langs de volledige saliniteitsgradiënt kunnen bewegen indien de waterkwaliteit het toelaat. Mariene migranten (Mm) zijn eveneens euryhalien. Ze planten zich voort op zee maar komen het estuarium binnen in grote aantallen en zoeken er de gunstige condities op om te schuilen voor predatoren en om te foerageren. We onderscheiden hierin mariene juvenielen (Mj) die in het eerste levensjaar het estuarium als kraamkamer gebruiken en mariene seizoensgasten (Ms) die het estuarium bezoeken als (sub)adulten op seizoenale basis in bepaalde maanden van het jaar. Dit seizoenaal patroon is redelijk specifiek en het doorbreken ervan kan indicatief zijn voor verstoring. Tabel 4.1 geeft de piekmaand aan voor de meest relevante mariene seizoensgasten. Diadrome vissen of trekvissen vertonen paaitrek. Anadromen (A) zijn zeevissen die het estuarium doortrekken om te paaien in zoetwater; catadromen (C) doen het omgekeerde. Het onderscheid met mariene migranten en estuariene residenten is niet altijd even duidelijk en patronen in het trekgedrag kunnen voor sommige soorten variëren van estuarium tot estuarium. Zo worden bot en dunlipharder soms als catadroom beschouwd, soms als estuariene resident of als mariene seizoensgast (Breine 2009, Franco et al, 2008, Kranenbarg en Zwager, 2008). Zoetwatervissen kunnen resident zijn in het estuarium en hun levenscyclus volbrengen in de zoete en licht brakke zones. Ze zijn niet echt karakteristiek voor het estuarium maar omdat ze een groot aandeel van de estuariene visgemeenschap uitmaken zijn ze opgenomen in de MEP/GEP lijsten. In de zoute zone zijn er mariene dwaalgasten (M), typische stenohaliene zeevissen die vanuit de zee in het estuarium terecht komen. Hun toenemende aanwezigheid kan als positief signaal voor de estuariene kwaliteit opgevat worden. Echter, omdat het sporadisch voorkomende gasten zijn wiens aanwezigheid in het estuarium ook door externe factoren op de situatie op de Noordzee beïnvloed wordt, zijn ze niet in de referentie- of MEP/GEP soortenlijsten van de Kaderrichtlijn Water opgenomen.

Met betrekking tot de voedingswijze wordt er onderscheid gemaakt in (P) planktivore (fytoplankton en/of (Z) zooplankton), (B) benthivore, (F) piscivore (inclusief parasitaire), (BZ) benthivoor-zooplanktivore, (BF) Benthivoor-piscivore, (V) invertivore (of insectivore), (H) herbivore, (De) detritivore en (O) omnivore voedingswijze. Het is niet altijd mogelijk om de aanwezige visgemeenschappen onder te brengen in trofische groepen zonder overlap. Sommige soorten ondergaan ontogenetische verschuivingen en veranderen van voedingswijze naargelang het levensstadium. Andere soorten zijn generalist of opportunist en schakelen over naargelang het aanbod (Franco, 2008; Breine, 2009). De

positie van de vissen in de waterkolom is indicatief voor foerageerwijze en dieet. We onderscheiden bij de bodem levende of benthische (B), in de waterkolom levende of pelagische (P) en zowel op de bodem als in de waterkolom levende of demersale (D) vissen.

Met betrekking tot de voorplantingswijze onderscheiden we (Ob) ovipaar met benthische eieren, (Og) ovipare nestbewakers, (Op) ovipaar met pelagische eieren, (Os) ovipaar met broedzorg (vb muilenbroeders), (Ov) ovipaar met adhesive eieren (aan substraat of vegetatie) en (V) vivipaar. Naargelang de voortplantingswijze stellen vissen andere habitateisen.

Tabel 4.1 Referentielijst voor vissen in het Schelde estuarium (Breine 2009). De Natura 2000 code is weergegeven voor soorten waarop in het gebied instandhoudingsplicht rust in de zin van de Habitatrichtlijn. Soorten in vet gedrukt zijn opgenomen in de MEP en/of GEP lijst in de zin van KRW in één of meerdere zones van het estuarium. (MEP/GEP):Estuarien gebruik groep: A anadroom, C catadroom, Es estuarien resident, F zoetwatersoort (=exotische soort), Mj marien juveniel, Ms mariene seizoensgast, M mariene dwaalgast. Voor de Driedoornige stekelbaars bestaan 2 morfologische varianten. Piekmaand in Doel: maand waarin de grootste aantallen van de betrokken soort verwacht wordt ter hoogte van Doel. Lichte verschuivingen mogelijk door klimatologische omstandigheden. Habitat: D op de bodem en in de waterkolom, B op de bodem, P in de waterkolom. Trofische groep: B eet zoöbenthos, F eet vis, Z eet zoöplankton, P eet plankton, De eet detritus, O omnivoor, V vertivoor. Voortplantingsstrategie: Ob benthisch eieren, , Op pelagische eieren, Ov eieren vastgehecht, Og broedzorg op nest Os broedzorg in mond of broedzak, V levendbarend . Voortplantingseisen: indicator is relevant in M mesohalien, O oligohalien of F zoetwater. Habitatgevoeligheid: F fragmentatiegevoelig, H gevoelig voor habitataanbod. Vervuilingsgevoeligheid: I intolerant, T tolerant.*

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Acipenser sturio	Atlantische steur	A		D	B	BF	Ov				X	X	X	X	X				
Alosa alosa	Elft	A		P	P	BF	Ob				X	X	X	X	X				
Alosa fallax (H1103)	Fint	A	5	P	P	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Coregonus oxyrhynchus	Houting	A		P	BZ	BZ	Ob			I	X								
Lampetra fluviatilis (H1099)	Rivierprik	A	2	B	B	F	Ob	F	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Osmerus eperlanus	Spiering	A	7	P	B	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Petromyzon marinus (H1095)	Zeeprik	A		D	B	F	Ob	MOF	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Salmo salar	Zalm	A		P		F	Ob				X	X	X	X	X				
Salmo trutta	Zeeforel	A		P	B	BF	Ob		F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Gasterosteus aculeatus	Driedoornige stekelbaars	A/F	2	P	BZ	BZ	Og	F	F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anguilla anguilla	Paling	C	4/8	B	O	O	Op		F	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Liza ramado	Dunlipharder	C		P	P/De	De/O	Op			I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Agonus cataphractus	Harnasmannetje	Es		B	B	B	Ov				X	X							
Ammodytes tobianus	Kleine zandspiering	Es	4	B	P	P	Ob				X	X							
Aphia minuta	Glasgrondel	Es		P	P	P	Os					X				X			
Liparis liparis	Slakdolf	Es		B	B	B	Ov			I	X	X				X			
Myoxocephalus scorpius	Zeedonderpad	Es		B	B	BF	Og			T	X	X	X			X	X		
Pholis gunnellus	Botervis	Es		D	B	B	Og				X	X							
Platichthys flesus	Bot	Es	5	B	BZ	BF	Op		F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pomatoschistus microps	Brakwatergrondel	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X	X		X	X		
Pomatoschistus minutus	Dikkopje	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X			X	X		
Syngnathus acus	Grote zeenaald	Es	10	B	BZ	B/BF	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
Syngnathus rostellatus	Kleine zeenaald	Es	9	B	P	BZ	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
Zoarces viviparus	Puitaal	Es		B	BZ	B	V	M	H		X	X	X			X	X		
Gobius niger	zwarte grondel	Es		B		B/BF	Og												
Hippocampus guttulatus	Zeepaardje	Es		P		B/BF	Os												
Hippocampus hippocampus	Kortsnuitzeepaardje	Es		P		B	Os												
Raniceps raninus	Vorskwab	Es		D		BF	Op												
Spinachia spinachia	Zeestekelbaars	Es		D		BZ	Og												

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Nerophis ophidion	Zeenaald sp.	Es		D	B	BZ	Os												
Chelidonichthys lucernus	Rode poon	Mj	6	D	BZ	BF	Op		H		X	X				X			
Clupea harengus	Haring	Mj	12	P	P	P	Ov			T	X	X	X			X	X		
Dicentrarchus labrax	Zeebaars	Mj	9	D	BZ	BZ/BF	Op			T	X	X	X			X	X		
Gadus morhua	Kabeljauw	Mj	12	D	BZ	BZ/BF/(	Op			I	X	X							
Limanda limanda	Schar	Mj	11	B	B	B/BF	Op				X	X							
Merlangius merlangus	Wijting	Mj	11	D	B	BF	Ob		H	T	X	X				X			
Pleuronectes platessa	Schol	Mj	5	B	B	B	Op		H		X	X				X			
Psetta maxima	Tarbot	Mj		B		BF	Op				X	X							
Scophthalmus rhombus	Griet	Mj	11	B	BZ	BF	Ob				X	X							
Solea solea	Tong	Mj	7	B	BZ	B	Op		H	I	X	X	X			X	X		
Atherina presbyter	Grote koornaarvis	Ms	7	P	P	P/B	Ov					X							
Belone belone	Geep	Ms		P		F					X	X							
Chelon labrosus	Diklipharder	Ms		D		De	Op				X	X							
Ciliata mustela	Vijfdradige meun	Ms	12	B	BZ	B	Op		H	T	X	X							
Cyclopterus lumpus	Snotolf	Ms		B		BZ	Og				X	X							
Dasyatis pastinaca	Pijlstaartrog	Ms		B		B					X								
Engraulis encrasicolus	Ansjovis	Ms	9	D	BF	P	Op				X	X				X			
Pomatoschistus lozanoi	Lozano's grondel	Ms	10	B	BZ	B/BZ	Og					X							
Sprattus sprattus	Sprot	Ms	11	P	P	P	Op				X	X	X			X	X		
Trisopterus luscus	Steenbolk	Ms	7	D	B	B/BF	Op				X	X	X			X	X		
Abramis brama	Brasem	F		B	P	B	Ov			T			X	X	X		X	X	X
Alburnus alburnus	Alver	F		P	P	O	Ov							X	X				
Barbatula barbatula	Bermpje	F		P		B	Og		H	I					X				
Blicca bjoerkna	Kolblei	F		D	P	O	Ob			T			X	X	X		X	X	X
Carassius carassius	Kroeskarper	F		P	BZ	O	Ov		H	T				X	X			X	X
Cobitis taenia (H1149)	Kleine modderkruiper	F		B	B	B	Ov								X				X
Cottus gobio (H1163)	Rivierdonderpad	F		B		B	Og							X	X				
Esox lucius	Snoek	F		D	BZ	VF	Ov	F	F/H	I			X	X	X		X	X	X
Gobo gobio	Riviergrondel	F	10	B	B	B	Ov								X				X
Gymnocephalus cernuus	Pos	F		B	BZ	B	Ov		H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lampetra planeri (H1096)	Beekprik	F		D	P	-	Ob								X				
Leucaspius delinatus	Vetje	F		P		B	Og								X				
Leuciscus cephalus	Kopvoorn	F		P	BZ	O	Ov								X				
Leuciscus idus	Winde	F		P	BZ	BF	Ov		F	I			X	X	X		X	X	X
Leuciscus leuciscus	Serpeling	F		P	B	B	Ob								X				
Lota lota	Kwabaal	F		B	B	F	Ob					X	X	X	X				
Misgurnus fossilis (1145)	grote modderkruiper	F		B	B	B	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
Perca fluviatilis	Baars	F		P	B	BF	Ov			T		X	X	X	X	X	X	X	X
Phoxinus phoxinus	Elrits	F		P	B	B/V/H	Ob			I					X				
Pungitius pungitius	Tiendoornige stekelbaars	F	1	D	BZ	B	Og	F	F/H	T			X	X	X		X	X	X
Rhodeus sericeus (H1134)	Bittervoorn	F		B	P	BZ	Og		F/H	T			X	X	X		X	X	X
Rutilus rutilus	Blankvoorn	F		P	O	O	Ov			T			X	X	X	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rietvoorn	F		P	O	O	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
Siluris glanis	Europese meerval	F		B	BZ	VF	Og	F	F	T			X	X	X		X	X	X
Tinca tinca	Zeelt	F		D	P	B	Ov								X				X
Sander lucioperca	Snoekbaars	F*		D	BZ	BF	Og			T						X	X	X	
Carassius gibelio	Giebel	F*		P		O	Ob												
Cyprinus carpio	Karper	F*		D		O	Ov												
Lepomis gibbosus	Zonnebaars	F*		P		B	Og												
Oncorhynchus mykiss	Regenboogforel	F*		P		O	Ob												
Pseudorasbora parva	Blauwbandgrondel	F*		D		B	Ob												
Arnoglossus laterna	Schurftvis	M		B															
Buglossidium luteum	Dwergtong	M		B		B	Op												

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Callionymus lyra	Pitvis	M		D		B	Op												
Echiichthys vipera	Kleine pieterman	M		B		BF	Op												
Entelurus aequoreus	Adderzeenaald	M		D		BZ	Os												
Eutrigla gurnardus	grauwe poon	M		D		B	Op												
Glyptocephalus cynoglossus	Hondstong	M		B															
Hippoglossus hippoglossus	Heilbot	M		B															
Hyperoplus lanceolatus	grote zandspiering	M		D	Z	F	Ob												
Melanogrammus aeglefinus	Schelvis	M		D		O													
Mullus surmuletus	Mul	M		D		B	Op												
Pollachius pollachius	Pollak	M		D		F													
Pomatoschistus pictus	gevlekte grondel	M		B		B	Ob												
Raja clavata	Stekelrog	M		B															
Sardina pilchardus	Sardien	M		P		P													
Scomber scombrus	Makreel	M		P		BF	Op												
Trachinus draco	Grote Pieterman	M		D			Op												
Trachurus trachurus	Horsmakreel	M		P		BF	Op												
Trigloporus lastoviza	Gestreepte poon	M		D		BF													
Trisopterus minutus	Dwergbolk	M		D		BF													

4.1.1 Belang

Vissen zijn zeer geschikt als toetsparameter omdat ze gevoelig zijn voor kwaliteitsveranderingen, gebruik maken van een groot aantal aspecten van het estuarium en een centrale rol innemen in het voedselweb. Het aanbod aan vis in het estuarium bepaalt mede de draagkracht van het estuarium voor de Gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en de Bruinvis (*Phocoena phocoena*), beiden soorten uit de Habitatrichtlijn en voor een groot aantal piscivore vogels, waaronder een aantal soorten uit de Vogelrichtlijn zoals Zwartkopmeeuw (*Larus melanocephalus*), Grote stern (*Sterna sandvicensis*), Visdief (*Sterna hirundo*), Dwergstern (*Sterna albifrons*) en Fuut (*Podiceps cristatus*) (LNV, 2006).

Daarnaast bepaalt dit aanbod het rendement van de estuariene visserij en van de visserij in de Noordzee voor soorten waarvan de juvenielen in het estuarium opgroeien (kraamkamerfunctie van het estuarium). Vissoorten die ten minste een gedeelte van hun levenscyclus in het Schelde estuarium volbrengen en van commercieel belang zijn, zijn onder andere Spiering (*Osmerus eperlanus*), Haring (*Clupea harengus*), Bot (*Platichthys flesus*), Sprot (*Sprattus sprattus*), Schol (*Pleuronectes platessa*), Paling (*Anguilla anguilla*), Tong (*Solea solea*), Schar (*Limanda limanda*) en Zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) (Werkgroep Westerschelde, 2000; Breine 2009).

4.2 Rekenparameters en criteria voor Vissen

Met betrekking tot de implementatie van de Kaderrichtlijnwater zijn een aantal grondige studies uitgevoerd naar vissen als kwaliteitsindicatoren, ook voor Vlaanderen en Nederland (Breine et al., 2007; Kranenbarg en Jager, 2008; Speybroek et al., 2008; Breine, 2009). Deze studies hebben zich tevens gericht op de gebruikte methodieken in de ons omliggende landen en stellen indicatoren voor de verschillende zones binnen estuaria voor. Al deze studies besluiten dat evaluatie van de visgemeenschappen op basis van meerdere indicatoren moet gebeuren. Dit krijgt binnen deze evaluatiemethodiek invulling door te werken met enerzijds de intactness index, anderzijds te kijken naar de trends in aantal voor diverse soorten/groepen. De aanpak voor de

trends in aantallen zal verschillen voor de diverse zones in het estuarium. Vissen vormen enerzijds een zeer heterogene groep. Anderzijds verschilt ook de Nederlandse en Belgische beoordeling voor de KRW in meerdere opzichten. De Nederlandse methode maakt gebruik van ankerkuil en boomkor als vistuig en beoordeelt in principe het volledige estuarium. De Belgische methode gebruikt de dubbele schietfuik en sinds 2012 de ankerkuil, in de Zoete zone met lange verblijftijd, de Oligohaliene zone en de Zone met sterke saliniteitsgradient, en beoordeelt elke saliniteitszone apart. Daarnaast werd maandelijks gedurende drie uur rond laagwater de vis van de roosters aan de koelwater inlaat van de kerncentrale in Doel gemonitord; deze monitoring is echter in 2012 beëindigd (persoonlijke mededeling Gunther van Ryckegem).

4.2.1 Intactness index

Een intactness index, gebaseerd op de aan- of afwezigheid van soorten zoals uitgevoerd tijdens de T2009, bepaald op niveau 3 (Scheldezones) kan voorlopig gehandhaafd worden. Hiervoor worden de referentiematrices (versie v3) gebruikt. Voor een positieve beoordeling mag de trend niet afnemen.

Evalueren op basis van een abundance intactness index geniet de voorkeur, waarbij de gemiddelde abundance over een periode van zes jaar wordt beoordeeld. Deze is echter nog niet uitgewerkt. Met betrekking tot de vissen hebben we immers een dataset gebaseerd op verschillende monitoringstechnieken (dubbele schietfuiken en een koelwaterinlaat voor Vlaanderen en ankerkuil en boomkor voor Nederland; momenteel is er wel een harmonisatie van de monitoring, die een betere toepassingen van de intactness index zal mogelijk maken).

Het is echter ook van belang in wat voor omgeving de methodieken worden ingezet, omdat dit de vangst efficiëntie beïnvloedt. De ankerkuil en boomkor zouden geschikt kunnen zijn voor het bepalen van dichtheden of biomassa's wanneer de bemonstering ad random verloopt, hoewel er altijd sprake is van een bepaalde soort-specifieke vangst efficiëntie. Om dit probleem te omzeilen, en ook evaluaties op basis van schietfuik monitoring mogelijk te maken, is het voor de hand liggender om in de toekomst evaluaties op basis van de Occurrence Intactness uit te gaan voeren conform de methodiek beschreven voor Benthos. Hierbij hoort bij iedere methodiek op iedere locatie (en uiteraard voor iedere soort) echter een specifieke trefkans die dient te worden verrekend met de overige observaties in een bepaalde zone. Daar komt nog bij dat die trefkans afhankelijk is van het tijdstip (seizoen) van monitoring. Dit maakt dat het opstellen van referentie matrices een gecompliceerde zaak wordt waarbij (conform de methodiek voor Vogels) dient te worden aangegeven in welke perioden er minimaal dient te zijn gemonitord en welke inspanning vereist is, plus dat met name schietfuiken op vaste locaties dienen te worden gebruikt (bij verplaatsing is nieuwe afstemming van de trefkans noodzakelijk).

4.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa

Evenals voor de evaluatie van de Intactness speelt met betrekking tot de sleutelsoorten de monitoringsinspanning, de gebruikte methodiek, de locatie waar deze is ingezet en het tijdstip waarop een rol. Ondanks dat dit voor de evaluatie van aantallen en/of biomassa aan sleutelsoorten nog mogelijk enkele hiaten vertoont, geven we hier toch al een overzicht aan sleutelsoorten waarvan de kwantiteit niet mag afnemen voor een positieve beoordeling. Het doel is een beoordeling van trefkansafhankelijke trends. Tabel 4-2 geeft een overzicht van de sleutelsoorten waarvan voor een positieve beoordeling, de trends in de aangegeven zones (gekenmerkt met een 1) niet mogen afnemen. De soorten zijn als sleutelsoort opgenomen omdat zij een bepaalde status hebben (doelsoorten, rode lijst soorten, bedreigde soorten en typische soorten voor specifieke habitats met een bijzondere status (Natura 2000)). Eveneens zijn soorten opgenomen waarvan het voorkomen indicatief is voor de toestand van het systeem vanwege

geïdentificeerde gevoeligheden (bijvoorbeeld voor habitat fragmentatie, habitat aanwezigheid en/of verontreinigingen). Veelal vallen de karakteristieken samen: typische soorten zijn vaak afhankelijk van de aanwezigheid van bepaalde habitats, bedreigde soorten zijn vaak gevoelig voor habitat fragmentatie of verontreinigingen, etc.

Tabel 4-2: Sleutelsoortenlijst Vissen. Overzicht van de te evalueren sleutelsoorten waarbij is aangeduid voor welke saliniteitszone de soort dient te worden geevalueerd (aangeduid met een 1) en waarom de soort in de lijst is opgenomen. Veelal betreft het hier een bijzondere status, dan wel een indicatie waarde (meestal gaan de twee samen).

Taxon	Nederlandse Naam	Sterk Polyhalien	Zwak Polyhalien	Mesohaliene zone	Saliniteitsgradient	Oligohaliene zone	Durme	Rupel	Zoet Lang Verblijf	Zoet Kort Verblijf	Status
Acipenser sturio	Atlantische steur	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Doelsoort; Rode lijst
Agonus cataphractus	Harnasmannetje	1	1	1	1	0	0	0	0	0	Typische soort H1130 - K + Cab
Alosa alosa	Elft	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Rode lijst uitgestorven (VL)
Alosa fallax	Fint	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Doelsoort (NL); Rode lijst (NL),
Anguilla anguilla	Paling	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Aphia minuta	Glasgrondel	0	0	1	1	0	0	0	0	0	Rode lijst
Atherina presbyter	Grote koornaarvis	1	1	1	1	0	0	0	0	0	Rode lijst
Barbus barbus	Barbeel	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Rode lijst
Carassius carassius	Kroeskarper	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Rode lijst
Chelidonichthys lucerna	Rode poon	1	1	1	1	0	0	0	0	0	
Chondrostoma nasus	Sneep	0	0	0	1	1	1	1	1	1	Rode lijst bedreigd (NL)
Ciliata mustela	Vijfdradige meun	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
Clupea harengus	Haring	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1110 - Cab
Cobitis taenia	Kleine modderkruiper	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Doelsoort (VL)
Coregonus oxyrhynchus	Houting	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Uitgestorven
Cottus gobio	Rivierdonderpad	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Doelsoort (VL)
Dasyatis pastinaca	Pijlstaartrog	1	1	1	0	0	0	0	0	0	Rode lijst
Echiichthys vipera	Kleine pieterman	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Rode lijst niet bedreigd (NL)
Engraulis encrasicolus	Ansjovis	1	1	1	1	0	0	0	0	0	Typische soort H1130 - K + Cab
Esox lucius	Snoek	0	0	0	0	1	1	1	1	1	
Gadus morhua	Kabeljauw	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
Gasterosteus aculeatus	Driedoornige stekelbaars	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Gymnocephalus cernuus	Pos	0	0	1	1	1	1	1	1	1	
Lampetra fluviatilis	Rivierprik	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Doelsoort (NL & VL)
Lampetra planeri	Beekprik	0	0	0	0	0	1	1	1	1	Rode lijst
Leucaspius delineatus	Vetje	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Rode lijst
Leuciscus cephalus	Kopvoorn	0	0	0	0	0	1	1	1	1	Rode lijst
Leuciscus idus	Winde	0	0	0	1	1	1	1	1	1	Rode lijst
Leuciscus leuciscus	Serpeling	0	0	0	0	0	1	1	1	1	Rode lijst
Liparis liparis	Slakdolf	1	1	1	1	0	0	0	0	0	Typische soort H1110 - Ca; Rode lijst niet bedreigd (NL)
Liza ramada	Dunlipharder	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Lota lota	Kwabaal	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Rode lijst
Merlangius merlangus	Wijting	1	1	1	0	0	0	0	0	0	Typische soort H1130 - Cab
Misgurnus fossilis	Grote modderkruiper	0	0	0	0	0	1	1	1	1	Doelsoort (VL), Rode lijst kwetsbaar (NL), bedreigd (VL)
Myoxocephalus scorpius	Zeedonderpad	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1130 & H1110 - Ca
Osmerus eperlanus	Spiering	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Typische soort H1110 - Cb
Petromyzon marinus	Zeeprik	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Pholis gunnellus	Botervis	1	1	0	0	0	0	0	0	0	Typische soort H1110 - K + Cab
Phoxinus phoxinus	Elrits	0	0	0	0	0	1	1	1	1	Rode lijst
Platichthys flesus	Bot	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Typische soort H1130 (- K + Cab) & H1110 (- Cab)
Pleuronectes platessa	Schol	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1110 - Ca
Pomatoschistus microps	Brakwatergrondel	1	1	1	1	1	0	0	0	0	
Pomatoschistus minutus	Dikkopje	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1110 - Cab
Pungitius pungitius	Tiendoornige stekelbaars	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
Raja clavata	Stekelrog	1	1	1	0	0	0	0	0	0	Rode lijst
Raniceps raninus	Vorskwab	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Rode lijst
Rhodeus sericeus	Bittervoorn	0	0	0	0	1	1	1	1	1	Doelsoort (VL), Rode lijst (NL)
Salmo trutta trutta	Zeeforel	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Rode lijst uitgestorven (VL)
Scardinius erythrophthalmus	Ruisvoorn	0	0	0	0	1	1	1	1	1	
Silurus glanis	Europese meerval	0	0	0	1	1	1	1	1	1	Rode lijst uitgestorven (VL)
Solea solea	Tong	1	1	1	1	1	0	0	0	0	

Spinachia spinachia	Zeestekelbaars	1	1	1	1	0	0	0	0	0	Rode lijst
Syngnathus acus	Grote zeenaald	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1130 (- K + Cab) & H1110 (- Cab); Rode lijst niet bedreigd (NL)
Syngnathus rostellatus	Kleine zeenaald	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1130 (- K + Cab) & H1110 (- Cab)
Trachinus draco	Grote pieterman	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Rode lijst
Zoarces viviparus	Puitaal	1	1	1	1	1	0	0	0	0	Typische soort H1110 - Ca

Karakterisering typische soorten:

Ca	Constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand
Cb	Constante soort met indicatie voor goede biotische structuur
Cab	Constante soort met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur
K	Karakteristieke soort
E	Exclusieve soort

Habitat typen:

H1110B	Permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone)
H1130	Estuaria
H1310	Eénjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met *Salicornia* spp. En andere zoutminnende soorten
H1330	Atlantische schorren (Glauco-Puccinellietalia maritimae)
H2110	Embryonale wandelende duinen
H2120	Wandelende duinen op de strandwal met *Ammophila arenaria* ("witte duinen")

4.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (Scheldezones) en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in biomassa aan exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

4.3 Samenvatting en beoordeling Vissen

Tabel 4-3 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Vissen

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Voor een positieve beoordeling mag er geen sprake zijn van een dalende trend in de Occurrence Intactness.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de biomassa ook.
Sleutelsoorten	Een dalende trend is ongewenst

4.3.1 Verklarende parameters

Een groot aantal abiotische parameters kan invloed hebben op de visgemeenschappen, maar door de diversiteit aan habitats, verblijfgebieden en voedingswijzes, kunnen veranderingen en/of verstoringen locale effecten hebben en specifieke soorten en/of groepen beïnvloeden. De meeste vissen blijken zeer gevoelig te zijn voor lage zuurstof concentraties (zie Waterkwaliteit, toetsparameter Zuurstof). Tot op zekere hoogte kunnen vissen ongunstige omstandigheden zoals hypoxische omstandigheden ontwijken, maar niet alle soorten zijn daar even succesvol in (vb. Bot). Wanneer gehele zones een lage zuurstofconcentratie kennen, zullen de residente soorten aldaar niet meer aan zuurstoftekort kunnen ontkomen. Voor trekvissen betekent een hypoxische zone een barrière op hun trekroute, waardoor ze eventueel geschikt paaihabitat niet kunnen bereiken en zich niet kunnen voortplanten. Een zeer gevoelige soort voor lage zuurstof concentraties is de Fint (*Alosa fallax*; Maes et al., 2008), tevens een 'Natura2000 soort' waarvoor instandhoudingsverplichtingen gelden. Andere soorten die sterk op zuurstof reageren zijn de Spiering en de Bot (Maes et al., 2005b; 2007). De watertemperatuur kan één van de oorzaken zijn van verslechterde zuurstof condities (zie Waterkwaliteit, verklarende parameter Temperatuur). Een structureel verhoogde temperatuur kan er tevens voor zorgen dat bepaalde inheemse 'koudwatersoorten' competitief minder scoren ten opzichte van frequent in de Schelde opduikende exoten, zoals soorten die populair zijn bij aquariumhouders of soorten die zijn aangevoerd via ballastwater. Temperatuur bepaalt eveneens de migratie- en paaiperiode voor vele soorten. Daardoor migreren en paaien soorten op verschillende tijdstippen. De Noord-Atlantische oscillatie (NAO, een maatstaf voor het verschil in luchtdruk tussen de depressie bij IJsland en het hogedrukgebied bij de Azoren) verklaart bijvoorbeeld een groot aandeel van de variatie in de samenstelling, abundantie en groei van juveniel mariene soorten tijdens hun estuariene residentieperiode (Attrill en Power, 2002). Variatie in het temperatuurverschil tussen het estuarium en de zee wordt hiervoor als mogelijk mechanisme aangegeven. Ook verontreinigingen kunnen een grote invloed hebben op de soortensamenstelling van de visgemeenschappen daar er tussen soorten grote verschillen in gevoeligheid bestaan voor verschillende toxische stoffen (zie Waterkwaliteit, toetsparameter Toxische stoffen).

Verschillende vissoorten bezetten verschillende niches en zijn afhankelijk van een diversiteit aan biotopen voor het volbrengen van hun levenscyclus. Verschuivingen in het habitat aanbod kunnen leiden tot verschuivingen in de visgemeenschappen. Hierbij spelen eigenlijk alle habitat bepalende parameters een rol. Men kan er van uit gaan dat veranderingen in de saliniteit (Waterkwaliteit), bathymetrie, stroomsnelheid en/of dynamiek en bodemgesteldheid (Leefomgeving) grote effecten kunnen hebben op de aanwezige visgemeenschappen. Voor benthische en demerse soorten heeft de habitat

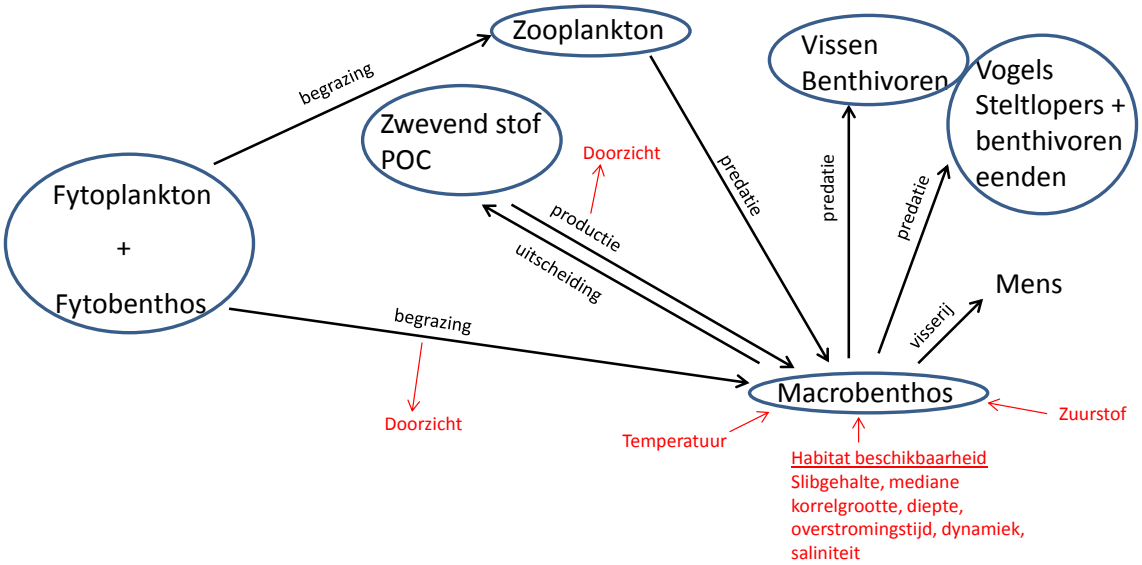
areaal verdeling een grote invloed (Leefomgeving). Voor soorten die in verschillende levensstadia andere habitatbehoeften kennen, is connectiviteit van essentieel belang. Dit geldt het sterkst voor trekvissen, maar ook voor soorten die periodiek naar andere biotopen migreren om te foerageren of op te groeien. Barrières kunnen ontstaan door ongunstige fysisch-chemische omstandigheden maar ook door constructies als sluizen en waterwerken.

5 Benthos

5.1 Inleiding

Met het macrozoöbenthos, verder kortweg benthos genoemd, worden de bodemdieren (infauna + op het sediment aanwezige evertebraten) van het zachte substraat met een bepaalde minimale grootte aangeduid (dieren die na het zeven van het sediment over een 1 mm grid op de zeef achter blijven). Deze definitie geldt voor de monitoring in het Schelde-estuarium voor zowel het Nederlandse (o.a. Sistermans et al., 2009) als het Vlaamse (o.a. VMM, 2008) deel. In Vlaanderen wordt door de aanwezige oligochaeten gedomineerde fauna echter ook een zeef van 0.5 mm gebruikt, met als resultaat twee zeeffracties.

5.1.1 Belang



Figuur 5-1 Overzicht van de belangrijkste stofstromen (→) in het voedselweb rond het Macrozoöbenthos en de belangrijkste factoren (in rood) met invloed op of beïnvloed door het Benthos.

Het benthos vormt een belangrijke schakel in het estuariene voedselweb (Figuur 5-1). In het hoofdstuk Ecologisch Functioneren wordt de rol van benthos als voedsel voor hogere trofische niveaus uitgewerkt in toetsparameters, zonder in te gaan op de diversiteit aan soorten, levensstrategieën en voedingswijzes. Deze diversiteit betekent echter dat relaties met verschillende groepen in het voedselweb sterk zullen verschillen tussen de macrozoöbenthos types. Evaluatie van de diversiteit is daarom niet enkel belangrijk omwille van de diversiteit per se, maar ook vanuit het ecologisch functioneren. Binnen Ecologisch Functioneren is daarom een toetsparameter Diversiteit opgenomen die expliciet verwijst naar de beoordeling binnen Flora & Fauna.

Het macrozoöbenthos leeft van de primaire productie in het systeem en het organische materiaal met de daarop levende micro-organismen. De filtrerende en/of suspensievoedende organismen vormen in grote delen van het estuarium de belangrijkste grazers van het fytoplankton. Over het algemeen bestaat veruit het grootste gedeelte van de biomassa aan filtrerende organismen uit schelpdieren (Bivalvia). Echter, andere groepen zoals zakpijpen (Ascidiacea) kunnen lokaal ook een belangrijke rol spelen in de filtratie van de waterkolom. Zeker in het zoute en het brakke gedeelte van het systeem kan de biomassa aan filtrerende dieren hoog oplopen, waardoor ze de aanwezige biomassa aan fytoplankton behoorlijk kunnen reduceren. Dit heeft uiteraard

een groot effect op de troebelheid van het water, wat nog eens wordt versterkt doordat ook zwevende stof en detritus uit de waterkolom worden gefilterd en vastgelegd. Het lichtklimaat kan dus in grote mate worden bepaald door de aanwezigheid van schelpdieren. Ook spelen schelpdieren een belangrijke rol in de nutriënten turnover en het transport van voedingsstoffen van de waterkolom naar het bodem compartiment, waarbij opgenomen zwevend materiaal wordt uitgescheiden als (pseudo-) faeces in de directe omgeving van de schelpdieren. Hiermee kan dan ook worden gesteld dat de pijl van uitscheiding van partikels in Figuur 5-1 meer naar de bodem dan naar de waterkolom verloopt. Naast een effect op het fytoplankton en de zwevende stof, hebben de filtrerende organismen een effect op het zoöplankton, wat eveneens als voedsel kan dienen. Dit betekent dat het filtrerende macrozoöbenthos enerzijds door de reductie van het fytoplankton wel het lichtklimaat kan verbeteren, maar anderzijds de begrazing van het fytoplankton door zoöplankton indirect enigszins kan beperken. Een andere belangrijke groep binnen het macrozoöbenthos wordt gevormd door de detritivoren. Met name in met nutriënten verrijkte, troebele, maar ecologisch verarmde systemen, kunnen zij de gemeenschappen domineren. Het grootste gedeelte van de detritivoren bestaat uit wormachtigen, polychaeten dan wel oligochaeten, afhankelijk van de systeem kenmerken. Een groot gedeelte van het macrozoöbenthos speelt ook een belangrijke rol in het biologisch actief maken/houden van de bodem door turbatie-activiteiten die kunnen zorgen voor aëratie en/of het opbreken van het substraat. Andere belangrijke groepen binnen het macrozoöbenthos zijn de kleine schaaldieren (Crustacea) en slakken (Gastropoda), waaronder naast detritivoren en enkele filtrerende soorten, een groot aantal omnivoren, herbivoren en predatoren. Ook binnen de polychaeten bevindt zich een groot aantal omnivoren en predatoren. Het onderscheiden van soorten(groepen) aan de hand van hun voedingswijze is niet eenvoudig, daar veel soorten kunnen wisselen tussen voedingswijzes. Zo zijn bijvoorbeeld veel schelpdieren facultatief filtrerend dan wel detritivoor of omnivoor, waarbij ze eenvoudig kunnen omschakelen onder bepaalde omstandigheden. Een groot aantal omnivoren en herbivoren kan de begrazing van het microfytobenthos en diatomeeën intensiveren waardoor (naast de turberende organismen) ook deze dieren indirect effect hebben op het vast leggen van substraat (een proces waarin bovengenoemde benthische algen en wieren een belangrijke rol spelen). Een speciale vorm van effecten op het substraat wordt geleverd door de ‘eco-engineers’ onder het macrozoöbenthos. Het betreft soorten die door massale sediment-fixatie en/of bankvorming de hoedanigheid van het milieu drastisch kunnen veranderen (waarbij zacht substraat-gemeenschappen soms zelfs geleidelijk kunnen overgaan in hard substraat-gemeenschappen). Hiermee gaan effecten op hydro- en morfodynamiek gepaard.

Door de hoge dichtheden en biomassawaarden die het macrozoöbenthos kan bereiken, vormt het een belangrijke voedselbron voor grote aantallen vogels, vissen en eventueel zoogdieren, waarbij een groot aantal soorten specifiek gespecialiseerd zijn op bepaalde macrozoöbenthos-soorten of –groepen. Binnen de vissen valt een groep van benthivoren als specifieke macrozoöbenthos-predatoren te onderscheiden (Breine, 2009). Hieronder vallen soorten die prederen op crustaceeën, polychaeten en oligochaeten, maar bijvoorbeeld ook op de sifons van bivalven, hetgeen veel voorkomt bij platvissen. Een flink aantal benthivore soorten is niet strikt benthivoor, en vaak is er een onderscheid in voedingswijze tussen juvenielen en adulten. Onder de van macrozoöbenthos afhankelijke soorten vallen ook een aantal soorten die onder de habitatrichtlijn vallen, zoals de kleine modderkruiper *Cobitis taenia*, de rivierdonderpad *Cottus gobio*, de rivierprik *Lampetra planeri* (specifiek de juvenielen foerageren op macrozoöbenthos) en de fint *Alosa fallax* (voornamelijk de adulten) (Vlaamse regering, 2001; LNV, 2006; Breine, 2009). Verder is een aantal commercieel belangrijke soorten waarop in het Schelde-estuarium wordt gevist, of die opgroeien in het Schelde-estuarium en waarop elders wordt gevist (zoals kabeljauw *Gadus morhua*, schol *Pleuronectes platessa*, tong *Solea solea* en schar *Limanda limanda*) afhankelijk van het macrozoöbenthos voor hun voedselvoorziening (LTV, 2000). Twee belangrijke groepen vogels in het Schelde-systeem richten zich qua voedselvoorziening grotendeels op het macrozoöbenthos. Enerzijds zijn er de steltlopers,

waaronder op bepaalde soorten gespecialiseerde soorten en een aantal generalisten. Inzake biomassa domineren de schelpdieren het voedselaanbod voor de steltlopers. Van het Schelde-estuarium is een belangrijke relatie gekend tussen het kokkelaanbod en de draagkracht van het systeem voor scholeksters (Rappoldt en Ens, 2007), maar is ook bekend dat scholeksters ook foerageren in de brakke zones waar kokkels ontbreken (Rappoldt en Ens, 2007), en dat sommige zich hebben gespecialiseerd in wormen eten (Van de Pol et al., 2010). De volgende steltloper soorten zijn tot op zekere hoogte afhankelijk van het macrozoöbenthos aanbod: scholekster *Haematopus ostralegus*, kluut *Recurvirostra avosetta*, bontbekplevier *Charadrius hiaticula*, strandplevier *Charadrius alexandrinus*, zilverplevier *Pluvialis squatarola*, goudplevier *Pluvialis apricaria*, kanoetstrandloper *Calidris canutus*, drieteenstrandloper *Calidris alba*, bonte strandloper *Calidris alpina*, rosse grutto *Limosa lapponica*, wulp *Numenius arquata*, tureluur *Tringa totanus,* zwarte ruiter *Tringa erythropus*, groenpootruiter *Tringa nebularia* en steenloper *Arenaria interpres*. Voor deze soorten werden instandhoudingsdoelstellingen opgesteld in het kader van Natura2000 (Alkyon, 2006). Verder zijn er de benthivore eenden die voornamelijk foerageren op kleine schaaldieren en slakken. In het brak-zoute gedeelte zijn dat voornamelijk de bergeend en de slobeend (Van Roomen et al., 2007; Van Dijk et al., 2010). In het zoet-brakke gedeelte houden zich vooral in de winter substantiële populaties aan eenden op die over het algemeen als overwegend herbivoor dan wel omnivoor worden aangeduid. Van een aantal is er echter aangetoond, of zijn er zeer sterke vermoedens, dat zij in dit gedeelte van het Schelde-estuarium specifiek op oligochaeten foerageren, die daar zeer abundant aanwezig zijn of waren. Het gaat om wintertaling, krakeend en tafeleend (Van den Bergh et al., 2005 en 2009; Van Ryckegem et al., 2006). Alle genoemde eendensoorten zijn overigens Vogelrichtlijnsoorten (Vlaamse regering, 2000; LNV, 2006).
De mens kan dit voedselweb aanzienlijk beïnvloeden door schelpdiervisserij. Momenteel wordt er alleen commercieel op kokkels (*Cerastoderma edule*) gevist en dit slechts in jaren dat na een evaluatie voldoende biomassa wordt aangetroffen, waarbij een aantal gebieden sowieso voor visserij zijn gesloten (LTV, 2000). In de praktijk betekent dit dat er in de Westerschelde na 2005 niet meer commercieel op kokkels is gevist (Kesteloo et al., 2009).

5.2 Rekenparameters en criteria voor benthos

5.2.1 Intactness index

Voor de beoordeling van de Intactness van het benthos wordt gebruik gemaakt van de Occurrence Intactness index waarbij de gerealiseerde trefkans wordt beoordeeld, zoals beschreven in 1.3.1. Daar de potenties voor benthos soorten in het systeem volledig afhankelijk zijn van de aanwezigheid, distributie en arealen aan niches, zo veel mogelijk benaderd door het ecotopenstelsel, en de huidige benthos monitoring volledig op het ecotopensysteem is afgestemd, is het voor de hand liggend dat de ecotopen constitutie leidend zal zijn voor de te hanteren referentiematrix. De Intactness evaluatie voor benthos wordt daarom per ecotoop, per Scheldezone uitgevoerd in de Westerschelde. In de Zeeschelde, waar de oppervlakte per ecotoop per zone (en dus ook het aantal monsters) kleiner wordt, is geopteerd om de evaluatie per zone uit te voeren, rekening houdend met de gewenste ecotoopverdeling binnen elke zone.

Vanwege de verschillen in de databeschikbaarheid, monitoringsmethodiek en –frequentie en de mate en aard van verstoring van het gedeelte van het estuarium, zijn er verschillen in de totstandkoming van de referentiematrices voor het Vlaamse en het Nederlandse gedeelte van het estuarium. In Tabel 5.2 en Tabel 5.3 worden voorbeelden van referentiematrices getoond voor de Westerschelde en Zeeschelde. Tabel 5.2 toont als voorbeeld de referentiematrix voor het ecotoop Hoogdynamisch Sublitoraal in de Westerschelde. De andere ecotopen voor de Westeschelde zijn opgenomen als bijlage. Voor de Zeeschelde werd de referentie van het ecotoopniveau doorgerekend naar de

verschillende Scheldezones (Tabel 5.3), gebruik makend van de verhouding van de verschillende ecotopen binnen elke zone (Tabel 5.1).

Tabel 5.1 Gehanteerde fysiotopen verdeling naar oppervlakte ratio voor de Zeeschelde + zijrivieren afgeleid van de in Maris et al., (2013) vastgestelde benodigde minimum arealen voor een positieve beoordeling van 'Leefomgeving', als basis voor de benthos referentie matrices.

Verhoudingen Opp (ha)	Saliniteits-gradiënt	Oligohaliene zone	Zoete zone Lang Verblijf	Zoete zone Kort Verblijf	Rupel	Durme*
Diep subtidaal	34%	23%	10%	21%	23%	54%*
Matig diep subtidaal	34%	23%	10%	21%	23%	
Ondiep subtidaal	15%	19%	35%	25%	19%	
Laag intertidaal	2%	4%	6%	4%	4%	46%*
Midden intertidaal	13%	26%	35%	25%	26%	
Hoog intertidaal	2%	4%	6%	4%	4%	

*In de Durme wordt enkel onderscheid gemaakt in Subtidaal en Intertidaal en worden de oppervlaktes niet verder naar de substrata onderverdeeld; de genoemde percentages hebben dan ook betrekking op het geheel aan diep, matig en ondiep subtidaal (54%) en het geheel aan laag, midden en hoog intertidaal (46%).

De voorbeeld matrices gaan uit van een indeling en monitoringsinspanning uit de T2009 rapportage. Omdat niet enkel de gemiddelde trefkans uit de referentiesituatie van belang is, maar ook de variatie ten gevolgen van natuurlijke verspreidingspatronen, werd een bandbreedte toegepast op de referentiewaarden. In de tabel geeft "min" aan of een ondergrens gehaald dient te worden, "max" indien het een bovengrens betreft. Een gedetailleerde beschrijving van deze afleiding, inclusief alle aannames en overwegingen, is te vinden in de bijlage.

De huidige methodiek waarin rekening wordt gehouden met de bemonsteringsinspanning vraagt wel dat bij iedere evaluatie een referentiematrix wordt berekend, horende bij de gerealiseerde bemonsteringsinspanning per ecotoop. Om aan voldoende monsters per ecotoop x zone combinatie te komen, wordt de Occcurrence Intactness index score berekend voor gecombineerde periodes van 6 jaar waarbij de trend in het voortschrijdend 6-jaarlijkse gemiddelde zal worden geëvalueerd, welke voor een positieve beoordeling niet mag dalen.

In de huidige situatie maar vooral in het recente verleden spelen Oligochaeten een dominante rol in de Zeeschelde + de zijrivieren (Ysebaert et al., 2013). De monitoring strategie is daar dan ook op afgestemd. De referentiematrix maakt echter duidelijk dat indien de diversiteit van de gemeenschappen gaat verbeteren, Oligochaeten een minder belangrijke rol gaan spelen en dat diverse andere soorten algemener gaan worden. Het is omwille van de diversiteit dan ook gunstig wanneer diverse Oligochaeten soorten in het systeem in de verschillende zones worden aangetroffen. Deze hoeven echter niet allen een hoge trefkans te vertonen; het is zelfs gunstiger wanneer de trefkans voor Oligochaeta in het algemeen bepaalde waarden niet overschrijdt (zie max waarden in Tabel 5.3). Naast de benthos intactness evaluatie wordt daarom ook een Oligochaeta intactness evaluatie gevraagd. Het betreft hier echter een Aan-/afwezigheids Intactness zoals ook voor de T2009 uitgevoerd, waarbij dus enkel de Oligochaeten soortenrijkdom per zone (niveau 3) per jaar wordt geëvalueerd op basis van de Oligochaeten monsters (dit kan echter slechts om de 3 jaar, dus 2x per evaluatieperiode, geschieden daar om de 3 jaar de Oligochaetenmonsters tot op soort worden uitgewerkt).

De huidige methodiek maakt het mogelijk om deelgebieden te vergelijken, ook wanneer om een bepaalde reden er geen data beschikbaar zijn van een bepaalde periode (bepaalde soorten dienen dan uit de referentiematrix te worden weggelaten). Soorten met een referentie Occurrence intactness (Oi) onder de 0.5 dienen uit de beoordeling te worden weggelaten (omdat onder referentiecondities de kans dat een soort niet wordt

aangetroffen dan groter is dan dat die wel wordt aangetroffen. Het moge duidelijk zijn dat de monitoring wel aan een bepaalde minimum inspanning dient te voldoen. Wanneer door incomplete monitoring het aantal soorten in de referentiematrix drastisch af neemt, heeft dit uiteraard wel invloed op de betrouwbaarheid van de beoordeling (daarom is het wenselijk de evaluatie altijd gepaard laten gaan met een lijst van de in referentie betrokken soorten en percentage meegewogen soorten ten opzichte van het maximaal mogelijke aantal referentiesoorten).

Tabel 5.2 Referentie Occurrence matrix met Ri waarden voor de te beoordelen ecotopen voor de zones van de Westerschelde (oorspronkelijke indeling in een mondingszone, polyhaliene zone en mesohaliene zone – v3) op basis van de MWTL monitoring geëxtrapoleerd naar een periode van 6 jaar. Min/max geeft aan aan welke zijde van het optimum interval er dient te worden getoetst (min = onderzijde waar wordt getoetst of deze waarde wordt gehaald; max = bovenzijde waar wordt getoetst in hoeverre deze waarde wordt overschreden).

Ri (MWTL 2012*)		Hoogdynamisch sublitoraal (HDsub)		
	min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Abludomelita obtusata	min	3,97		
Abra alba	min	18,30	10,47	
ACTINIARIA	min	3,36	1,15	
Phyllodoce sp.	min	5,80	1,11	
Aora typica	min	4,66		
Arenicola marina	min	1,16	1,78	4,21
Aricidea minuta	min	2,45		
Asterias rubens	min	2,75	1,16	
Autolytus	min	3,69	1,16	1,34
Bathyporeia pelagica	min	2,59	1,11	3,24
Bathyporeia pilosa	min	3,02	2,75	46,57
Capitella capitata	min	7,81	3,85	22,08
Capitella capitata	max	12,05	7,02	28,45
Caprellidae	min	2,74	1,39	
Carcinus maenas	min	5,62	2,86	8,03
Cerastoderma edule	min	2,87	1,99	3,62
Corophium acherusicum	min	3,97	0[1]	
Corophium arenarium	min			3,25
Corophium insidiosum	min		0[1]	3,16
Apocorophium lacustre	min	3,02		3,09
Corophium volutator	min			10,67
Crangon crangon	min	5,70	2,75	4,09
Cyathura carinata	min		0[1]	17,08
Eteone	min	3,03	2,92	16,80
Eteone	max	5,97	5,78	22,58
Eumida spp.	min	3,63	1,98	
Eurydice pulchra	min	3,59	5,87	14,77
Gammarus salinus	min	0[1]	0,92	5,34
Gastrosaccus spinifer	min	13,71	9,95	8,09
Gattyana cirrosa	min	2,21	0[1]	
Glycera spp.	min	3,18	0,80	0[1]
Harmothoe	min	3,93	1,19	3,52
Haustorius arenarius	min	0[1]	4,70	25,68
Heteromastus filiformis	min	24,41	20,54	76,50
Heteromastus filiformis	max	30,64	25,75	83,84
Peringia ulvae	min	2,40	1,13	15,70
Lanice conchilega	min	4,80	1,44	
Lepidonotus squamatus	min	0,99	1,98	
Macoma balthica	min	8,36	10,59	20,52

Magelona papillicornis	min	6,11	1,29	
Malmgreniella lunulata	min	1,28	0,59	
Melita palmata	min	0[1]	2,48	
Mesopodopsis slabberi	min	5,56	5,32	14,03
Microdeutopus	min		0[1]	0,72
Microphthalmus fragilis	min	0[1]	0[1]	
Kurtiella bidentata	min	1,28	0,68	2,16
Mytilus edulis	min	5,95	2,35	10,19
NEMERTEA	min	3,41	2,60	4,44
Neoamphitrite figulus	min	3,18		
Neomysis integer	min		0[1]	4,19
Nephtys caeca	min	5,68	2,10	2,27
Nephtys cirrosa	min	24,21	17,63	1,45
Nephtys hombergii	min	16,30	5,77	0,59
Hediste diversicolor	min	3,93	0[1]	4,98
Eunereis longissima	min	2,78	0[1]	
Alitta succinea	min	1,13	1,94	12,79
Notomastus latericeus	min	2,90		
OLIGOCHAETA	min	16,72	4,19	11,08
OLIGOCHAETA	max	22,30	7,45	16,02
Ophelia limacina	min	2,46	1,96	
Ophiura	min	3,07		
Ostrea edulis	min	2,25	1,11	
Paradoneis fulgens	min	1,17	1,42	
Parajassa pelagica	min		0[1]	0,72
Parapleustes assimilis	min	0,51	1,13	5,56
Lagis koreni	min	1,28	0[1]	
Pholoe minuta	min	1,50		
Pleusymtes glaber	min	0,00	1,62	4,57
Polydora cornuta	min	4,57	3,47	16,40
Pontocrates altamarinus	min	4,27	0[1]	1,97
Praunus flexuosus	min			0,63
Pygospio elegans	min	2,92	2,55	16,14
Schistomysis kervillei	min	0[1]	0[1]	
Scolelepis squamata	min	3,14	1,16	
Scoloplos armiger	min	23,62	6,47	
Scrobicularia plana	min	0,52	0[1]	0,72
Spio martinensis	min	22,74	8,07	13,34
Spiophanes bombyx	min	10,08	1,78	1,25
Spisula subtruncata	min	4,03		
Stenothoe marina	min	0,51	0[1]	0,86
Sthenelais boa	min	3,33		
Streblospio shrubsolii	min	4,31	1,48	8,76
Urothoe poseidonis	min		0,74	3,53
Venerupis senegalensis	min	1,53		

[1]De desbetreffende soort wordt bij de voorziene monitoringsinspanning voor de desbetreffende ecotoop x zone combinatie niet in de referentiematrix opgenomen omdat het aantal monsters ontoereikend is; bij een eventueel groter aantal beschikbare monsters is het mogelijk dat de soort alsnog in de referentiematrix dient te worden opgenomen (wanneer de berekende Ri behorende bij de monitoringsinspanning groter of gelijk is aan 0,5).

Let wel, er dient te worden nagegaan of het gerealiseerde aantal monsters gedurende de te evalueren periode van 6 jaar overeen komt met het voorziene aantal van 90 + 36 + 78 + 78 + 30 + 30 monsters in het Mondingsgebied, 54 + 36 + 42 + 72 + 30 + 36 monsters in de Polyhaliene zone en 120 + 0 + 120 + 240 + 60 + 60 monsters in de Mesohaliene zone voor respectievelijk de ecotopen Hoogdynamisch sublitoraal (HDsub) + Hoogdynamisch litoraal (HDlit) + Laagdynamisch laaggelegen litoraal (LDllit) + Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal (LDmlit) + Laagdynamisch hooggelegen litoraal (LDhlit) + Laagdynamisch sublitoraal (LDsub). De Ri per soort x ecotoop x zone behorende bij het gerealiseerde aantal monsters kan worden berekend op basis van de referentietrefkans met bijbehorende standaard error (zie rekenblad in het bijgevoegde 'OI matrix benthos Westerschelde v4.xls bestand).

Tabel 5.3: Referentie Occurrence matrix met Ri waarden voor de zones van de Zeeschelde + zijrivieren op basis van de voor de komende jaren voorgestelde MONEOS monitoring (die ook in 2010 zo is uitgevoerd) geëxtrapoleerd naar een periode van 6 jaar. Min/max geeft aan aan welke zijde van het optimum interval er dient te worden getoets (min = onderzijde waar wordt getoetst of deze waarde wordt gehaald; max = bovenzijde waar wordt getoetst in hoeverre deze waarde wordt overschreden).

Taxa	Min /max	Salini-teits-gradient	Oligo-haliene zone	Zoete zone Lange Verblijftijd	Zoete zone Korte Verblijftijd	Rupel	Durme
Acroloxus lacustris	min					0[1]	0[1]
Alitta succinea	min	6,86					
Anodonta anatina	min			0,62	0[1]		
Asellus aquaticus	min			5,99	3,95	1,77	5,53
Asterias rubens	min	1,85					
Bathyporeia pilosa	min	6,00	1,55	0[1]	0[1]	0,62	0,98
Bithynia tentaculata	min				1,16	0,76	3,07
Capitella capitata	min	12,97	5,10	0[1]	0,59	0,73	1,18
Capitella capitata	max	17,27	8,79	1,89	2,84	2,98	3,40
Cerastoderma glaucum	min	12,76					
Ceratopogonidae	min			0[1]	0[1]		
Corophium insidiosum	min	1,30					
Corophium lacustre	min	2,53	0,75				
Corophium volutator	min	11,47					
Crangon crangon	min	15,76	1,87				
Cyathura carinata	min	7,41					
Dolichopodidae	min					0[1]	
Eteone sp	min	23,65					
Eurydice pulchra	min	0,91					
Gammarus pulex	min			5,99	9,51	0[1]	0[1]
Gammarus zaddachi	min	2,74	0[1]				
Gastrosaccus spinifer	min	5,70	1,87			0[1]	0[1]
Glossiphonia complanata	min		1,01				
Hediste diversicolor	min	25,78	0[1]	0,62	0[1]	0[1]	0[1]
Heteromastus filiformis	min	18,72					
Lekanesphaera rugicauda	min	0[1]					
Limoniidae	min					1,14	
Macoma balthica	min	12,86					
Manayunkia aestuarina	min	2,57					
Melita palmata	min	0,85					
Mesopodopsis slabberi	min	2,61					
Mytilus edulis	min	1,63					
Nemertea	min	0[1]					
Neomysis integer	min	10,06	1,87			0[1]	0[1]
Nephtys cirrosa	min	1,45					
Nephtys hombergii	min	13,18					
Oligochaeta	min	33,74	11,80	20,69	23,79	22,18	57,93
Oligochaeta	max	38,06	15,05	24,41	26,49	25,91	59,64

Peringia ulvae	min	7,83					
Pisidium amnicum	min			12,31	11,00		
Pisidium casertanum	min			2,02	3,79	7,20	15,99
Pisidium henslowanum	min			2,88	1,79	3,72	8,09
Pisidium moitessierianum	min			1,95	1,17	2,24	5,41
Pisidium nitidum	min			1,01	0,56	1,77	4,56
Pisidium subtruncatum	min			3,33	2,11		
Pisidium supinum	min			5,81	3,84	13,46	28,78
Polydora cornuta	min	3,54					
Procladius sp	min			4,48	2,85	0[1]	0[1]
Psychodidae	min					0[1]	
Pygospio elegans	min	2,82					
Scolelepis squamata	min	0[1]					
Scoloplos armiger	min	5,88					
Scrobicularia plana	min	11,85					
Sphaerium corneum	min			2,66	1,64	2,96	8,10
Sphaerium rivicola	min			0,55	2,77	0[1]	0,98
Sphaerium solidum	min			4,31	2,77		
Spio filicornis	min	1,45				0[1]	0[1]
Streblospio benedicti	min	7,92					
Unio pictorum	min			0,62	0[1]	0[1]	0[1]
Unio tumidus	min			0,62	0[1]	0[1]	0[1]
Valvata piscinalis	min	0[1]	0[1]	0[1]	0[1]	1,67	4,39

*Het aantal monsters betreft volgens de planning (INBO, 2011) 10 per fysiotoop in de Saliniteitszone (muv het Hoge intertidaal waar het 5 monsters betreft), 5 per fysiotoop in de Oligohaliene zone, de Zoete zones met een Lange en een Korte Verblijftijd en de Rupel, en 20 random monsters niet naar fysiotoop gestratificeerd in de Durme, waarbij voor de huidige referentie matrix naar oppervlakte ratio 11 monsters in het subtidaal en 9 in het Intertidaal zijn gesitueerd.

[1]De desbetreffende soort wordt bij de voorziene monitoringsinspanning voor de desbetreffende zone niet in de referentiematrix opgenomen omdat het aantal monsters ontoereikend is; bij een eventueel groter aantal beschikbare monsters (of een andere verdeling over de fysiotopen, dan wel een toename van het oppervlak van één der voorkeurs fysiotopen) is het mogelijk dat de soort alsnog in de referentiematrix dient te worden opgenomen (wanneer de berekende Ri behorende bij de monitoringsinspanning groter of gelijk is aan 0,5).

5.2.2 Sleutelsoorten

Diverse benthische organismen spelen een sleutelrol. Deze soorten zitten allen vervat in de referentiematrix voor de Intactness index. Hun aanwezigheid in het estuarium wordt per Scheldezone geëvalueerd. Voor enkele soorten of groepen is echter een bijkomende, meer kwantitatieve evaluatie opportuun.

Twee sleutelsoorten, de kokkel en de mossel, komen reeds als rekenparameter binnen ecologisch functioneren aan bod en worden ook hier als sleutelsoort opgenomen. Voor kokkels wordt hetzelfde criterium gehanteerd: er moeten minimaal 4 miljoen kg versgewicht kokkels in de Westerschelde aanwezig zijn (zie Ecologisch functioneren). Voor mosselen wordt de trend geëvalueerd. Een status quo of positieve trend wordt gunstig geëvalueerd, een significante daling wordt negatief beoordeeld.

Vanuit T2009 werden bijkomende sleutelgroepen voorgesteld: Annelida en Mollusca. Het is immers twijfelachtig of in principe gunstige ontwikkelingen met betrekking tot de waterkwaliteit juist worden ingeschat aangezien de beschikbare benthos biomassa en/of het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus (tijdelijk) achteruit kunnen gaan (sterke achteruitgang Annelida gelijktijdig met een geleidelijke opkomst van de Mollusca). De ratio Annelida/Mollusca op basis van biomassa wordt daarom bepaald. Om tot een geschikte referentiewaarde te komen, is de Annelida/Mollusca verhouding zoals gevonden in verschillende studies, vergeleken. Herman et al. (1999) presenteert de biomassa percentages voor 'Deposit feeders' en 'Suspension feeders', veruit de dominante groepen in het systeem en grotendeels overeen komend met de Annelida en Mollusca, voor de Westerschelde, Oosterschelde, Veerse Meer en Grevelingen in de jaren '90. De biomassa percentages aan Suspension feeders betreffen respectievelijk 41, 74, 82 en 81 % voor de genoemde systemen. Hieruit zou kunnen worden geconcludeerd dat de Annelida/Mollusca verhouding nabij de 1.44, 0.35, 0.22 en 0.23 ligt voor die systemen. Hierbij wordt opgemerkt dat relatief troebele estuariene systemen zoals de Westerschelde, maar ook Eems-Dollard en Columbia river dergelijke lage Suspension feeder aandelen kennen, maar dat bijvoorbeeld de Bay of Fundy, ook een vergelijkbaar relatief laag productief systeem, echter mogelijk wel op een Annelida/Mollusca verhouding van 0.16 uit komt. Uit de studie van Wijnhoven et al. (2010) blijkt dat de Annelida/Mollusca verhouding op basis van biomassa gedurende de jaren '90 tot en met 2001 vrij constant is met een gemiddelde van 0.12 ± 0.04 (deze waarde is iets lager dan betrokken uit Herman et al. (1999) daar uit Wijnhoven et al. (2010) nu enkel de najaarsdata zijn betrokken die veel stabieler zijn en minder onderhevig aan meteorologische omstandigheden en timing van de monitoring ten opzichte van broedval). Daar waar deze studie laat zien dat er tussen 2001 en 2005 serieuze problemen met voornamelijk hypoxia optreden, schiet de Annelida/Mollusca verhouding in die jaren omhoog naar 0.38, om vervolgens na de opening van de Katse Heule (maatregel om waterverversing te verhogen) vrij snel te dalen naar 0.04 ± 0.01. Overigens zijn er in het Veerse Meer wel verschillen waar te nemen tussen de oost- en westkant die zijn terug te brengen op de lokale hydrodynamische omstandigheden en een al gedurende de jaren '90 problematische situatie met tijdelijke en wederkerende zuurstofproblemen in het oosten, met een gemiddelde ratio van 0.39 ± 0.33 in het oosten en 0.08 ± 0.04 in het westen.

Zoals in feite ook de waarden voor de verschillende Delta wateren laten zien, is het niet de verwachting dat de Annelida/Mollusca verhouding over de gehele gradiënt van een estuarium onder referentie condities dezelfde waarden zal kennen. Al was het maar omdat er altijd sprake zal zijn van natuurlijke zones met verhoogde troebelheid van het water, maar ook omdat andere taxa zoals Insecta en Malacostraca in bepaalde zones een substantiële rol spelen in de te verwachten biomassa. Een indicatie van hoe een estuarium onder referentie condities qua taxonomische klassen samenstelling er uit zou kunnen zien, wordt gegeven door Wijnhoven & Hummel (2011) voor de Rijn-Maas monding (continuüm van grote rivieren via Biesbosch, Hollandsch Diep, Haringvliet naar de Voordelta voor de situatie van begin jaren '60). Hier wordt de op dichtheden gebaseerde verhouding tussen onder andere Deposit feeders en Suspension feeders getoond voor verschillende zones van het estuarium. Niet alle Annelida en Mollusca zijn in die 2 klassen ingedeeld, want van beide groepen is een flink aantal soorten ten minste gedeeltelijk ingedeeld bij de Surface deposit feeders en in mindere mate ook de Predatoren, maar een 1 op 1 vertaling naar Annelida en Mollusca geeft wellicht toch een aardige indicatie van de verhoudingen. Voor de vertaling naar biomassa zijn de eerder genoemde Veerse Meer data gebruikt die een gemiddelde van 1.4 ± 0.7 als dichtheid/biomassa (in mg) verhouding laten zien voor Annelida en een 0.07 ± 0.10 verhouding voor Mollusca. Dit levert een op biomassa gebaseerde referentie verhouding Annelida/Mollusca op van respectievelijk 0.06, 1.03, 0.02, <0.01, 0.44 en <0.01 op voor respectievelijk de Voordelta, de monding van het Haringvliet, het Haringvliet, het Hollands Diep, de Biesbosch en de Grote Rivieren. Dit laat zien dat de verhouding onder referentie condities zeer laag kan zijn, met uitzondering van de maximale

turbiditeitszones waar de biomassa aan Annelida van nature die van de Mollusca kan benaderen.
Naar aanleiding van de bovengenoemde indicaties, en de behoorlijke onzekerheden in ogenschouw nemend, stellen we voor dat voor een positieve beoordeling de trend in de op biomassa (asvrij drooggewicht) gebaseerde verhouding Annelida/Mollusca in alle zones van het Schelde estuarium niet mag toenemen, maar stellen we vooralsnog geen grens voor waar deze onder dient te liggen. Dient te worden opgemerkt dat ook voor deze indicator de meetwaarden volgens de oppervlakte ratio van de ecotopen (Westerschelde) of fysiotopen (Zeeschelde) dient te worden berekend voor iedere zone.

5.2.3 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) en elke toename is ongewenst. Daarnaast wordt de trend in biomassa aan exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

5.3 Samenvatting en beoordeling benthos

Voor deze evaluatie zijn referentiematrices en lijsten met sleutelsoorten vereist.

Tabel 5.43 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Benthos

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Voor een positieve beoordeling mag er geen sprake zijn van een dalende trend in de Occurrence Intactness op basis van het 6-jaarlijkse voortschrijdende gemiddelde voor alle saliniteitszones van de Westerschelde, Zeeschelde en zijrivieren. Voor de Zeeschelde + zijrivieren komt daar bij dat de Oligochaeten Intactness op basis van de jaarlijkse aan-/afwezigheid per saliniteitszone niet mag dalen.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de biomassa ook.
Sleutelsoorten	Een dalende trend voor de mossel en de kokkel levert een negatieve beoordeling, evenals een stijgende trend in de Annelida/Mollusca ratio.

5.3.1 Verklarende parameters

Het habitat (zie Leefomgeving), voedselaanbod (zie Waterkwaliteit), de abiotische omstandigheden (zie Waterkwaliteit) en begrazingsdruk (zie Flora & Fauna en Ecologisch Functioneren) zijn de belangrijkste verklarende parameters.

6 Fytoplankton

6.1 Inleiding

Fytoplankton staat aan de basis van de voedselketen en is dus van cruciaal belang voor het ganse estuariene ecosysteem. De rol van het fytoplankton en van primaire productie wordt uitvoerig toegelicht bij de toetsparameter Algenbloei (Waterkwaliteit). We verwijzen dan ook naar dit hoofdstuk voor de nodige achtergrond informatie.

6.1.1 Belang

Het belang van fytoplankton als primaire producent wordt ook toegelicht bij de toetsparameter Algenbloei. Dit wordt bij Flora & Fauna niet hernomen: hier wordt de diversiteit van het fytoplankton geëvalueerd. Ook voor fytoplankton is het immers van belang om die diversiteit op te volgen: diverse algensoorten kunnen verschillend reageren op verstoring, kennen verschillende toleranties. Ook de preferentie van predatoren voor algensoorten kan verschillen. Grondige verschuivingen in het soortenaanbod kunnen bijgevolg een invloed hebben op het functioneren van de voedselketen.

Verschuivingen in het soortenaanbod zijn niet ondenkbeeldig. De komst van exotische algen, of van nieuwe predatoren, kunnen een invloed hebben. Ook waterkwaliteit speelt een determinerende rol. Met de verbetering van de waterkwaliteit in de Zeeschelde, is de diatomeepopulatie geëvoleerd van vooral kleine soorten zoals *Cyclotella scaldensis* naar de grotere soorten zoals *Actinocyclus normanii*. Anno 2012 werd echter weerom een evolutie naar kleinere soorten opgemerkt.

Binnen deze evaluatie zal daarom de diversiteit van het fytoplankton beoordeeld worden, via een intactness index. De komst van exoten wordt afzonderlijk geëvalueerd. Daarnaast worden een aantal sleutelsoorten (of “sleutelgroepen”) onder de loep genomen. Het is immers duidelijk dat bepaalde soorten (of soortengroepen) een belangrijkere functie vervullen dan andere.

6.2 Rekenparameters en criteria voor fytoplankton

6.2.1 Intactness index

Vooralsnog lijkt een beoordeling van de diversiteit van het fytoplankton op basis van een Intactness index moeizaam, daar is gebleken dat het effect van het analyserend lab te groot is en te veel impact heeft op de uitkomst. Er wordt voorgesteld om vooralsnog enkel een beoordeling van de Intactness uit te voeren op basis van de aan- of afwezigheid van fytoplankton soorten (zoals uitgevoerd voor de T2009) uitgaande van de referentiematrices (versie v3). Daarbij worden voor Nederland enkel de data van na 1999 in de evaluatie betrokken. Op termijn lijkt het haalbaar om een evaluatie op basis van de Abundance intactness uit te voeren conform de methodiek voor de vogels, waarbij jaarmaximum waarden zullen worden geëvalueerd ten opzichte van een referentiematrix, waarbij soort specifieke criteria dienen te worden opgesteld met betrekking tot de (minimale) monitoringsinspanningen, de gewenste timing. Naast dat de minimaal gewenste jaarmaximum cel dichtheden per soort in de evaluatie zullen worden betrokken, zal er voor een aantal soorten ook duidelijk sprake zijn van een jaarmaximum dat, indien dit wordt overschreden, een lagere beoordeling in de Intactness zal opleveren (een tweezijdige beoordeling). Voor een positieve beoordeling is een afname van de Intactness (zowel van een aan- en afwezigheid Intactness (momenteel) als van een Abundance Intactness (zoals op termijn kan worden uitgewerkt)) ongewenst.

6.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen/biomassa

Volgens de werkwijze binnen dit hoofdstuk worden sleutelsoorten geselecteerd waarvan de trends worden beoordeeld. Zo zouden ook voor bepaalde fytoplanktonsoorten of groepen trends in biomassa kunnen worden bepaald. Deze trends kunnen echter niet ondubbelzinnig beoordeeld worden. Een stijging of daling van een sleutelsoort is afhankelijk van tal van factoren, en kan meestal niet eenvoudig als positief of negatief geëvalueerd worden. Een daling van een sleutelsoort kan namelijk als negatief beschouwd worden, als de daling het gevolg is van een achteruitgang van de waterkwaliteit. Als daarentegen de daling wordt veroorzaakt door een betere doorstroming in de voedselketen ten gevolge van toegenomen predatie, kan een daling wel positief zijn. Een kwantitatieve beoordeling van fytoplanktonsoorten of groepen, is daarom niet aan de orde. Uitzondering vormen ongewenste soorten. *Phaeocystis* en cyanobacteriën zijn in deze optiek reeds opgenomen bij de toetsparameter Algen (Waterkwaliteit): in functie van het goed functioneren van het ecosysteem kan een duidelijke bovengrens gesteld worden. Deze worden hier herhaald:

Phaeocystis
Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4 x 10^6 cellen per liter is er sprake van problematische *Phaeocystis* bloei.

Cyanobacteriën
Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2 x 10^7 cellen per liter is er problematische cyanobacteriebloei.

Algal genus pollution index
Daarnaast wordt de 'Algal genus pollution index' volgens Palmer (1969) ingezet. Het gaat om een index die met name (maar niet uitsluitend) een indicatie geeft van de mate van organische verrijking. Deze index bevat een reeks "sleutelgenera". Het voordeel van het inzetten van deze index is dat die reeds breed werd toegepast en werd gebaseerd op een groot aantal studies. Uiteraard kunnen andere factoren als temperatuur, turbiditeit, zuurstofgehalte, zoutgehalte en stroomsnelheid enig effect hebben op de uitkomst van de index, maar er wordt verwacht dat de index enerzijds zeer robuust is, en bovendien door niet specifiek de waarde van de index te evalueren maar juist de trend, dat de indicatiewaarde en specificiteit groot is.
De 'Algal genus pollution index' volgens Palmer (1969) scoort het voorkomen van een 20-tal genera in de fytoplankton monsters. De genera hebben een waarde toegekend gekregen (Tabel 6-1). Door de waarde van de genera die in het monster aanwezig zijn op te tellen verkrijgt men de index-score voor dat monster. Indicatief kan worden gesteld dat een score van ≥20 aangeeft dat er sprake is van ernstige organische verrijking, een score van 15 t/m 19 geeft aan dat er wellicht sprake is organische verrijking. Lagere waarden duiden er op dat er nauwelijks sprake is van organische verrijking. Het plotseling sterk afnemen van de score van het ene op het andere jaar kan overigens ook duiden op andere problemen, waardoor algen verdwijnen (en is dan niet noodzakelijkerwijs een verbetering). Eventuele verschillen tussen zones hebben uiteraard ook te maken met de aard van het systeem, bepaalde delen van het estuarium zullen immers gevoeliger zijn voor organische verrijking. Het zijn met name de veranderingen die in bepaalde zones wel of niet optreden, die interessant zijn. De evaluatie vindt plaats op basis van de score van alle monsters per jaar op het niveau van de Scheldezones (niveau 3), waarbij de trend voor een positieve beoordeling niet mag toenemen.

Tabel 6-1 'Algal genus pollution index' volgens Palmer (1969) met een overzicht van de voorde index scorende genera en de bijbehorende waarde indien aanwezig in een monster.

Genus	waarde	Genus	waarde
Anacystis	1	*Micractinium*	1
Ankistridesmus	2	*Navicula*	3

Chyamydomonas	4	*Nitzschia*	3
Chlorella	3	*Oscillatoria*	5
Closterium	1	*Pandorina*	1
Cyclotella	1	*Phacus*	2
Euglena	5	*Phormidium*	1
Gomphonema	1	*Scenedesmus*	4
Lepocinclis	1	*Stigeoclonium*	2
Melosira	1	*Synedra*	2

6.2.3 Trends in exoten

Een toename aan exoten is ongewenst. De trefkans voor exoten is uiteraard sterk afhankelijk van de monsterinspanning. Gedurende de voorbije jaren bleek deze geen constante te zijn, niet in ruimte noch in tijd. Ook het determinatieniveau kan verschillen, voor de Zeeschelde werd determinatie doorgaans tot op het genus-niveau uitgevoerd.

Voor een goede vergelijkbaarheid met voorgaande jaren, wordt hier een gemiddeld aantal exoten soorten per monster geëvalueerd, jaarlijks te bepalen per Scheldezone (niveau 3). Voor de Westerschelde wordt gerekend met exoten dichtheden (cellen per liter). Voor de Zeeschelde maakt het huidige determinatieniveau (meestal genusniveau) een onderscheid tussen exoten en autochtonen (voorlopig) wellicht niet mogelijk.

6.3 Samenvatting en beoordeling Fytoplankton

Tabel 6.12 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter fytoplankton

Rekenparameter	**Beoordeling**
Intactness	Beoordeling Intactness op basis van aan- en afwezigheid van soorten voor evaluatie van de Scheldezones (niveau 3) waar voor een positieve beoordeling de trend niet mag afnemen.
Exoten	Te evalueren door middel van trendanalyse voor de verschillende Scheldezones (niveau 3). Een toename van het aantal soorten is ongewenst.
Sleutelsoorten	*Phaeocystis*: vanaf een cellendichtheid van meer dan 4 x 10^6 cellen per liter volgt een negatieve evaluatie. Maandelijks te bepalen per Scheldezone Cyanobacteriën: vanaf een cellendichtheid van meer dan 2 x 10^7 cellen per liter volgt een negatieve evaluatie. Maandelijks te bepalen per Scheldezone. De Algal genus pollution index (jaarlijks per Scheldezone) mag niet toenemen voor een positieve evaluatie.

6.4 Verklarende parameters

<u>Sleutelsoorten: trends in biomassa</u>
Voor de toetsparameter fytoplankton werden slechts een beperkt aantal sleutelsoorten geselecteerd. Sleutelsoorten kunnen echter wel een belangrijke bijdrage leveren als verklarende indicator bij onder andere Ecologisch Functioneren of Waterkwaliteit. Trends in sleutelsoorten kunnen bijvoorbeeld inzicht verschaffen in de veranderende kwaliteit van het voedselaanbod. Onder andere verschuivingen van kiezelwieren naar groenwieren of van kleine naar grotere diatomeesoorten kunnen belangrijke ecologische gevolgen hebben. Door verschillen in lichtgevoeligheid of fotosynthetische efficiëntie van sleutelsoorten, kunnen de trends ook de interpretatie van veranderende P_B:B ratio's ondersteunen. Daarom wordt de trend in aantallen of biomassa voor de 4 meest

dominante soorten per Scheldezone bepaald. Ook de trend in de verhouding kiezelwieren / groenwieren wordt opgevolgd.

Verklarende parameters bij Fytoplankton

Evoluties binnen het fytoplankton worden door tal van factoren bepaald. Factoren die de groei van fytoplankton beïnvloeden worden bij de toetsparameter Algen (Waterkwaliteit) beschreven. Het betreft onder andere lichtklimaat, nutriëntbeschikbaarheid, zoutgehalte, en toxische stoffen. De opbouw van fytoplankton biomassa is sterk gebonden aan verblijftijd en begrazing. De nodige verklarende parameters hiervoor zijn te vinden in de piramides Waterkwaliteit en Fauna & Flora (Zoöplankton).

7 Zoöplankton

7.1 Inleiding

Zoöplankton, als schakel tussen primaire producenten of detritus en hogere trofische niveaus, is een essentiële parameter binnen het ecosysteem. Kort samengevat, vervult het zoöplankton in het pelagiaal een zelfde essentiële rol als het zoöbenthos op de slikken en schorren. Zoöplankton speelt daarom een belangrijke rol als verklarende parameter bij de communicatie-indicator Waterkwaliteit, Ecologisch Functioneren en Leefomgeving. Zoöplankton krijgt bijgevolg ruime aandacht binnen de systeemmonitoring van de Schelde. In de Zeeschelde behoort de zoöplanktonmonitoring sinds halfweg de jaren negentig tot de standaard monitoring. In de Westerschelde werd de staalname kortelings ingevoerd.

7.1.1 Belang van zoöplankton

Het belang van het zoöplanktoncompartiment in de Schelde is drievoudig:
1. Het speelt een essentiële rol in het trofisch functioneren van het ecosysteem
2. De reactiviteit van de zoöplankton gemeenschap in indicatief voor het herstel in de (Zee)Schelde
3. Zoöplankton levert een belangrijke bijdrage aan de diversiteit in de Schelde

Hoewel het hoofdstuk Flora & Fauna gericht is op een beoordeling van de diversiteit, wensen we hier alle bovenstaande items te bespreken. Zo wordt de info over zoöplankton samengebracht in 1 hoofdstuk en kan er in de andere hoofdstukken eenvoudig naar verwezen worden.

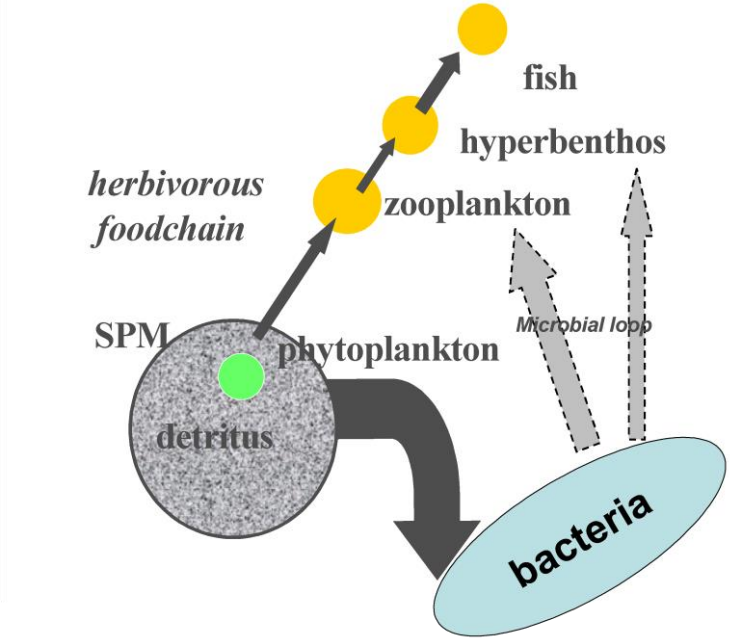
7.1.2 Rol van de zoöplanktongemeenschap in het trofisch functioneren

In de waterkolom van aquatische systemen vormt het zoöplankton de link tussen de primaire producenten (fytoplankton) en de hogere trofische niveaus (hyperbenthos, vissen). Omwille van dit belang wordt de evaluatie van zoöplankton aangewend als verklarende parameter bij Ecologisch Functioneren en Waterkwaliteit.

De trofische link gebeurt rechtstreeks voor het mesozoöplankton (copepoden, cladoceren) en onrechtstreeks via de microbiologische loop voor het microzoöplankton (rotiferen, cilliaten, heterotrofeflagellaten). In de Schelde (en andere Europese estuaria) is aangetoond dat, ondanks de hoge concentraties aan detritus, de dominante meso-zoöplanktonorganismen zich inderdaad selectief met het fytoplankton, en voornamelijk met grote algensoorten (diatomeeën) voeden (Tackx et al., 2005). De efficiëntie van deze graasactiviteit (Gasparini et al., 1999) wordt echter wel beïnvloed door de verhouding fytoplankton/detritus en door de samenstelling van het fytoplankton. De selectieve voeding op fytoplankton is een belangrijke factor in het succes van de opbouw van zoöplanktonstocks. Zo zijn de copepoden uit de Gironde, (estuarium met een lage fytoplankton/detritus ratio) kleiner en lichter dan die uit de Schelde of de Elbe (Sautour en Castel, 1995). De ratio fytoplankton/detritus is één van de karakteristieken die wordt beïnvloed door verscheidene natuurlijke en beleidsbeïnvloedde factoren (debiet (controle), geomorfologie, baggerwerken, waterzuivering enz.).

Het belang van de zoöplankton-stock als voedselbron voor hyperbenthos en vissen is in de Westerschelde duidelijk aangetoond (Fockedey en Mees, 1999). Zo vormt de copepoden stock in het brakwatergebied de belangrijkste component van het voedsel van haring en sprot. Er zijn aanwijzingen dat - in de herfst en de winter – deze vissoorten gelimiteerd zijn in hun voeding vanwege een beperkte zoöplanktonstock (Maes et al., 2005a).

Bij dominantie van kleinere fytoplanktonsoorten is de fytoplanktonbiomassa minder opneembaar door het mesozoöplankton, wat de detritus-productie bevordert. Gezien het belang van de rotiferen-populatie in de Schelde, mag worden verwacht dat een link tussen de microbiële loop en hogere trofisch niveaus (in dit geval mesozoöplankton, hyperbenthos, vis) zal worden gehandhaafd, maar hoe dan ook zal dit de efficiëntie van de transferten verminderen (minstens één trofisch niveau meer, Figuur 7-1). Het risico op een sterkere uiting van de negatieve gevolgen van eutrofiëring is niet uitgesloten. Het simultaan monitoren en evalueren van fyto– en zoöplankton-populaties is dus noodzakelijk om deze ontwikkeling te kunnen opvolgen.



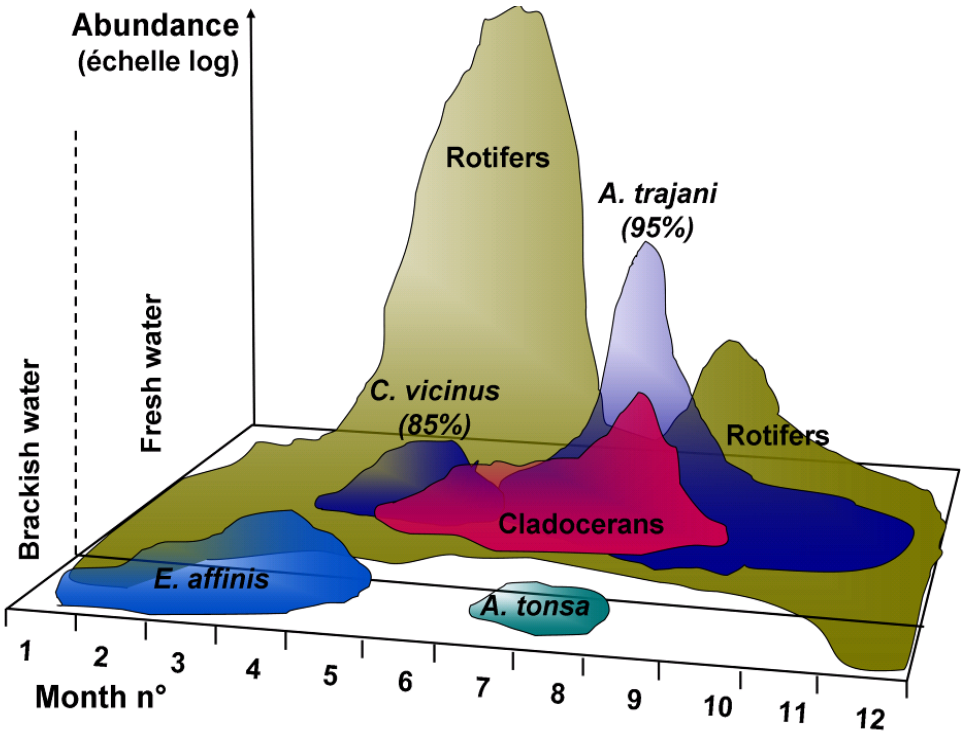
Figuur 7-1Trofische transferten in het pelagiaal

7.1.3 Reactiviteit van zoöplankton op het herstel in de Schelde

De zoöplanktongemeenschappen in de Schelde vertonen een gradiënt in functie van de saliniteit. Voor wat betreft het mesozoöpankton domineren in het zout– en brakwatertraject copepoden, in het zoetwatertraject cladoceren en enkele copepodesoorten. Voor wat het microzoöplankton betreft, treft men over de gehele gradiënt rotiferen aan, in het marien - brakwater gedeelte aangevuld met tintiniden.

De OMES zoöplankton monitoring sinds 1996 in het brak- zoetwatertraject (tussen km 57,5 en 155) heeft aangetoond dat de zoöplanktongemeenschap ‘reageert’ op de wijzigingen die in het estuarium hebben plaatsgevonden (Figuur 7-2). Waar voorheen (1980 -1990) geen of weinig zoöplankton (en hyperbenthos) aanwezig was vanaf Antwerpen en stroomopwaarts (Soetaert en Van Rijswijk, 1993; Sautour en Castel, 1995), wordt sinds de aanvang van de monitoring een toename van de zoöplankton-abundantie (zowel voor copepoden, cladoceren als rotiferen in het zoetwatertraject waargenomen (Tackx et al., 2004; Azemar, 2007).Deze abundantie toename betreft één à twee grootte - orden (van 10-tallen naar duizenden ind./l voor rotiferen, van enkele naar tientallen ind./l voor copepoden en cladoceren). In het brakwater-gedeelte (tussen km 57,5 en 78,5) zijn de abundanties van rotiferen vrij constant gebleven, en die van copoden iets afgenomen. Dit komt doordat de copepode *E. affinis* de bulk van zijn populatie verplaatst van het brak naar het zoetwater, waarschijnlijk ten gevolge van een verbetering van de waterkwaliteit, met name van de zuurstofconcentratie in het zoetwatertraject (Appeltans, et al., 2003). Het feit dat de populatiepiek van deze soort in ander estuaria meer in het in zoetwatertraject wordt gevonden, gaf eerder aanleiding tot de hypothese dat *E. affinis* in de Schelde ‘gevlucht’ was naar het brakwater, vanwege de

zeer lage zuurstofconcentratie rond Antwerpen gedurende de jaren 1980 –'90. (Soetaert en van Rijswijk, 1993; Sautour en Castel, 1995). De soort wordt heden ten dage meer en meer waargenomen in het hele zoetwatertraject, en blijkt dus inderdaad haar saliniteitsoptimum terug in te nemen (Appeltans et al., 2003). Deze migratie naar het zoetwatertraject zou dus de ontwikkeling van haring en sprot in stroomafwaarts verder kunnen limiteren (zie hoger) *E. affinis* is immers momenteel nog sterk dominant in het zout/brakwatergebied, en een alternatieve prooi met een vergelijkbare nutritieve waarde is dus niet zo snel beschikbaar. Omwille van het belang van *E. affinis*, wordt deze opgenomen als sleutelsoort.



Figuur 7-2 Vereenvoudigde voorstelling van de zoöplankton spatio–temporele distributie in de Zeeschelde (naar Azémar, 2006).

7.1.4 De diversiteit van het zoöplanktoncompartiment

Voor het door OMES gemonitorde traject (km 57,5 – km 155) zijn momenteel zoöplankton taxa gekend (55 rotifera; 16 copepoda en 31 cladocera), waarvan 96 tot op soortsniveau gedetermineerd. In het zoutwatertraject zijn een 13–tal mesozoöplankton soorten gekend, voornamelijk copepoden (Soetaert en van Rijswijk, 1993). Als dusdanig vertegenwoordigt het zoöplankton een belangrijke bijdrage tot de biodiversiteit van het dierlijk leven in de Schelde (zie ook communicatie-indicator Diversiteit Soorten). Deze diversiteit kan in de toekomst (in één of andere richting) beïnvloed worden door een aantal factoren:

- De bovengenoemde natuurlijke of beleids - beïnvloede factoren zoals debiet, ratio fytoplankton/detritus enz., die de ontwikkelingsomstandigheden voor diverse soorten op diverse wijze beïnvloeden.
- De bovenbeschreven 'herpopulatie' van het transectgebied brak-zoetwater, die de interacties binnen het zoöplanktoncompartiment zeker zal doen toenemen (competitie, predatie, associatie).
- De reeds waargenomen invoer (en standhouding) van exotisch soorten in het estuarium (Azémar et al., 2006). Deze factor is onvermijdelijk in een druk bevaren estuarium als de Schelde. Momenteel is bijvoorbeeld de uitheemse ribkwal (*Mnemiopsis leidyi*) reeds waargenomen in de monding en een verdere uitbreiding ligt voor de hand. De vestiging van deze soort kan catastrofale

gevolgen hebben voor het ganse ecosysteem. Inzicht in de ontwikkeling van deze exoten is een conditio sine qua non om eventueel maatregelen te kunnen nemen.

7.2 Rekenparameters en criteria voor zoöplankton

7.2.1 Intactness index

Vooralsnog lijkt een beoordeling van de diversiteit van het zoöplankton op basis van een Intactness index moeizaam, daar is gebleken dat het effect van het analyserend personeel te groot is en te veel impact heeft op de uitkomst. Daar bij komt dat de zoöplankton monitoring in de Westerschelde pas in 2012 is opgestart. Er wordt voorgesteld om vooralsnog enkel een beoordeling van de Intactness uit te voeren op basis van de aan- of afwezigheid van zoöplankton genera (zoals uitgevoerd voor de T2009, maar soorten samenvoegen op het genus niveau om het determinanten effect te reduceren) uitgaande van de referentiematrices (versie v3). Op termijn lijkt het haalbaar om een evaluatie op basis van de Abundance intactness uit te voeren conform de methodiek voor vogels, waarbij jaarmaximum waarden zullen worden geëvalueerd ten opzichte van een referentiematrix, waarbij soort specifieke criteria dienen te worden opgesteld met betrekking tot de (minimale) monitoringsinspanning en de gewenste timing. Elke afname van de Intactness (zowel van de aan- en afwezigheid Intactness (zoals momenteel beschikbaar) als van de Abundance Intactness (zoals op termijn kan worden uitgewerkt)) is ongewenst. Sleutelsoorten
Eurythemora affinis is een goede indicator voor veranderende waterkwaliteit. De trends in *E. affinis* en de totale biomassa aan zoöplankton zijn echter afhankelijk van tal van factoren. Een stijging kan het gevolg zijn van betere waterkwaliteit en beter voedselaanbod (bv meer diatomeeën), maar kan evenzeer voorkomen als de populatie predatoren sterk afneemt. Een stijging of daling kan dus in principe niet eenduidig als positief of negatief beoordeeld worden. We stellen hier echter dat voor een positieve beoordeling de *E. affinis* biomassa in de Oligohaliene zone, de Zoete zone met Lange Verblijftijd, de Zoete zone met Korte Verblijftijd en de Rupel en de Durme niet mag afnemen ten opzichte van 2009 en dat de totale zoöplankton biomassa in alle zones niet mag afnemen (ten opzichte van 2009). Voor beiden wordt de trend in het waargenomen jaarmaximum geëvalueerd. Mocht een toename nu niet worden veroorzaakt door een verbeterde waterkwaliteit maar door een achteruitgang in het aantal predatoren, dan verwachten we dat dit signaal elders in de beoordeling wordt opgepikt (bv bij de evaluatie van de vissen). De trends zijn overigens eveneens van groot nut als verklarende parameter (voor onder andere vis) en zijn daarom opgenomen in deze evaluatiemethodiek. Idealiter wordt voor de zoöplankton beoordeling gebruik gemaakt van biomassa-verhoudingen tussen groepen. Zoöplankton ratio's zullen met name indicatief zijn voor de trofische toestand van het systeem en de eventuele aanwezigheid van toxische stoffen (Ejsmont-Karabin & Karabin, 2013). Het is mogelijk dat ook 'overbegrazing', door met name vissen, effect heeft op de zoöplankton samenstelling, wat uiteraard niet noodzakelijkerwijs een slecht teken is. Het is echter de verwachting dat de kans op een vals negatieve beoordeling kan worden gereduceerd door een negatieve beoordeling te koppelen aan een negatieve ontwikkeling van 2 zoöplankton ratio's. Aangezien vooralsnog niet direct biomassa's worden bepaald, stellen we hier voor een combinatie van 2 op dichtheden gebaseerde ratio's in te zetten als sleutelgroepen-indicator. Zowel de trends in de Cladocera/Calanoida ratio als de Cyclopoida/Calanoida ratio mogen niet toenemen voor een positieve beoordeling van de zoöplankton sleutelgroepen indicator. Hiervoor wordt per jaar en per Scheldezone (niveau 3) de gemiddelde dichtheid aan Cladocera, Calanoida en Cyclopoida bepaald, waarna de verhoudingen op basis van de gemiddelden worden berekend.

7.2.2 Trends in exoten

De trend in het aantal soorten exoten wordt jaarlijks bepaald op niveau 3 (saliniteitszones) en elke toename is ongewenst. Omdat het totaal aantal aangetroffen exoten afhankelijk is van de monitoringsinspanning, wordt het gemiddeld aantal exoten soorten per monster geëvalueerd.

Daarnaast wordt de trend in biomassa aan exoten berekend en hier geldt evenzeer dat elke toename als negatief wordt beoordeeld.

7.3 Samenvatting en beoordeling Zoöplankton

Tabel 7.1 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter zoöplankton

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	De aan- en afwezigheids-Intactness index op basis van jaarlijkse waarden mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op het niveau van de Scheldezones (niveau 3).
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de exotenbiomassa ook.
Sleutelsoorten	De trend in het waargenomen jaarmaximum aan zoöplankton mag voor een positieve beoordeling niet dalen (tov 2009). Hetzelfde geldt voor de trend in het waargenomen jaarmaximum aan *E. affinis* dichtheden voor de Oligohaliene zone, de Zoete zone met Lange Verblijftijd, de Zoete zone met Korte Verblijftijd, de Rupel en de Durme. Voor alle zones geldt dat de trend in de ratio's van jaargemiddelde dichtheden aan Cladocera ten opzichte van Calanoida en Cyclopoida ten opzichte van de Calanoida niet mogen stijgen voor een positieve beoordeling.

7.4 Verklarende parameters

Zooplankton is sterk afhankelijk van de waterkwaliteit (zuurstofgehalte, zout, toxische stoffen), het voedselaanbod, de predatie en de verblijftijd. Verklarende parameters hiervoor zijn de vinden bij Waterkwaliteit en Fauna en Flora. Verder worden binnen de toetsparameter Zoöplankton drie verklarende parameters bepaald, die ook binnen andere hoofdstukken aangewend kunnen worden:

Totale Zoöplanktonbiomassa
De totale biomassa aan zoöplankton vormt een belangrijke verklarende parameter voor andere groepen. Aangeleverde data met dichtheden dienen met behulp van een omrekentabel met gemiddelde soortelijke gewichten per Taxum omgezet te worden in biomassa. De gemiddelde biomassa per kubieke meter in drooggewicht kan omgerekend worden in natgewichten.

Het is hierbij noodzakelijk om via gegevens uit de literatuur (gemiddeld soortelijk gewicht) dichtheden om te rekenen naar biomassa, waarvoor een omrekentabel in de T2009 rapportage wordt gepresenteerd.

Naast de totale biomassa aan zoöplankton, wordt ook de biomassa van een belangrijke groep en een indicatorsoort onder de loep genomen als verklarende parameter.

Copepoda
De roeipootkreeftjes (Copepoda), waartoe ook de indicatorsoort *E. affinis* behoort, is een groep kleine kreeftachtigen uit de klasse Maxillopoda. Als verklarende parameter wordt de biomassa van deze groep opgenomen, te bepalen per Scheldezone (niveau 3).

E. affinis
De indicatorsoort *Eurythemora affinis,* een calanoide copepode, wordt hier als verklarende parameter opgenomen. Er wordt gekozen om biomassa's (natgewicht) te evalueren in plaats van aantallen, omdat ook bij Ecologisch Functioneren met natgewichten wordt gerekend.

8 Vegetatie

8.1 Inleiding

Met vegetatie doelen we op de macrofyten die groeien op de schorren in het estuarium. Er bestaan weliswaar ook macrofyten die leven in de waterkolom zelf, maar in het Schelde-estuarium ontbreekt deze groep vooralsnog. Zeegrassen maken wel deel uit van deze evaluatiemethodiek waar het de potentieel aanwezige intertidale zeegrasvelden betreft. Momenteel vinden we echter nauwelijks zeegrassen in het Schelde-estuarium. Ook de evaluatie van macroalgen in het estuarium hoort thuis in een hoofdstuk over vegetatie. Macroalgen echter spelen, in verhouding tot het fytoplankton en het microfytobenthos, een geringe rol in het Scheldesysteem, met name door het geringe doorzicht in het systeem en de hoge dynamiek (Brys et al., 2005; Altenburg et al., 2007). Macroalgen worden daarom niet specifiek in de huidige Evaluatiemethodiek MONEOS meegenomen, maar het is mogelijk dat in de toekomst dient te worden geconcludeerd dat hun rol in het systeem te groot is geworden, om er in de evaluatie aan voorbij te gaan. Het links laten liggen van de macroalgen hangt ook samen met het momenteel ontbreken van een afdoend monitoringsprogramma.

8.1.1 Belang

Macrofyten vormen de structurerende levensvorm op de schorren van het Schelde-estuarium. De soortensamenstelling en productie bepalen in belangrijke mate het belang en functie van de schorren in het ecosyteem. Hierbij speelt het areaal van de schorren (en vegetatietypes), structurele habitatkwaliteit (topografische index, connectiviteit) en de biologische habitatkwaliteit (vegetatiediversiteit en de verdeling van de vegetatiezones of ecotopen) een rol. Deze elementen worden reeds aan bod in Leefomgeving. Voor de evaluatie van de vegetatie binnen Flora & Fauna ligt de klemtoon op de soortendiversiteit (aan de hand van een intactness index), exoten en sleutelsoorten (waaronder de beoordeling van habitatrichtlijnsoorten).

8.2 Rekenparameters en criteria voor Vegetatie

8.2.1 Intactness index

Er lopen diverse initiatieven om de vegetatiekartering in Nederland en Vlaanderen op elkaar af te stemmen (Spronk, 2011). Het is ten tijde van de T2009 gebleken dat een intactness evaluatie op basis van soortenlijsten voorlopig enkel realiseerbaar was voor Vlaanderen, met dien verstande dat het daar een aan- en afwezigheid-Intactness betrof. Met de huidige methodiek streven we er naar over te gaan naar een Abundance Intactness evaluatie op basis van oppervlaktes aan vegetatietypes aanwezig in de verschillende saliniteitszones (niveau 3). Hiervoor is het nodig dat periodiek vlakdekkende vegetatiekaarten worden opgemaakt waarvan de oppervlaktes kunnen worden geëvalueerd. Zowel in Nederland als in Vlaanderen is er momenteel een frequentie van eens per 6 jaar van vlakdekkende inventarisaties, wanneer luchtfoto's en hyperspectraal opnames samen worden genomen en gecombineerd met de benodigde veldvalidaties, (Spronk, 2011). Dit betekent dat er voor elke zesjaarlijkse evaluatie ten minste één nieuwe vegetatiekaart beschikbaar is voor elke zone. Afhankelijk van de in het verleden onderscheiden klassen lijkt het er op dat er op dit moment ten minste 4 bruikbare vlakdekkende vegetatiekaarten voor de Westerschelde aanwezig zijn van respectievelijk de jaren 1993, 1998, 2004 en 2010 (Reitsma, 2006; Spronk, 2011; Ysebaert et al., 2013), maar dat mogelijk voor bepaalde zones de reeks wellicht nog te verlengen is met oudere opnames (Stenfert-Steehouwer et al., 1993). De volgende kartering is gepland voor het jaar 2016.

8.2.1.1 Westerschelde

Ten tijde van de T2009 is er voor de Westerschelde reeds een eerste oefening uitgevoerd door de ontwikkeling van een zestal dominante vegetatietypes te volgen. Die indeling is hier verder uitgewerkt door de voor de vegetatiekartering gebruikte vegetatieklassen volgens het SALT97 systeem te koppelen aan de indeling volgens een zestal vegetatietypes (waaraan 1 extra type is toegevoegd om alle vegetatieklassen te kunnen onderbrengen) zodat de areaal ontwikkeling per zone kan worden gevolgd (Tabel 8-1). Een volgende stap is dan om een referentie op te stellen en daadwerkelijk de hectares per zone te evalueren met behulp van een Abundance Intactness index. Om de gewenste abundance (aantal hectaren) te bepalen is het gewenst om voor de Westerschelde de GEP met betrekking tot de habitat verdeling vast te stellen. Verder dienen de historische vegetatiekaarten in GIS format te worden aangeleverd zodat er testberekeningen en –beoordelingen kunnen plaats vinden.

Doel is om tot een referentiematrix te komen waarin de gewenste arealen, met nodige bandbreedte, per vegetatietype zijn opgenomen, evenals een minimum areaal voor elke vegetatieklasse. Voorlopig (tot referentieoppervlaktes zijn vastgesteld) beperkt de methodiek zich tot het evalueren van de trend in de vegetatietypes en -klassen voor de gehele Westerschelde waarbij voor een positieve beoordeling het oppervlak aan Pionierschor en het oppervlak aan Zeekweek vegetatie niet verder mag toenemen ten opzichte van de situatie van 2010, het oppervlak aan Heen-vegetatie niet verder mag afnemen ten opzichte van 2010 en het oppervlak aan Hoog schor / climax vegetatie geen toenemende trend behoort te vertonen (T'jollyn et al., 2009; Ysebaert et al., 2013).

Tabel 8-1 Voorgestelde clustering van voor Nederland geïdentificeerde vegetatietypes (gebruikt voor vlakdekkende vegetatiekarteringen) in de hier gehanteerde indeling. Vegetatietypes gevolgd door een percentage aanduiding dienen voor het aangegeven percentage van het totaal aanwezige oppervlak in de desbetreffende klasse te worden meegeteld, terwijl het resterende percentage in een andere klasse zal meetellen.

Zeekweek vegetatie	**Riet vegetatie**	**Laag schor vegetatie**	**Heen vegetatie**	**Slijkgras vegetatie**	**Pionierschor vegetatie**	**Hoog schor / climax vegetatie**
Juncus gerardii-Trifolium fragiferum-type (Jj-r)	*Atriplex littoralis-Matricaria maritima*-type (Xxk-c)	*Puccinellia distans* subsp. *distans-Sergularia salina*-type (Pe-b)	*Juncus gerardii*-type (Jj) – 50%	*Spartina townsendii*-types (Ss0, Ss3, Ss5, Ss3b, Ss5b)	*Zostera noltii*-type (Qz)	*Juncus gerardii-Trifolium fragiferum*-type (Jj-r)
Elymus athericus-Artemisia maritima-type (Xy3)	*Phragmites australis*-type (Bb3, Bb5)	*Puccinellia maritima*-type (P, Pp, Pp-b, Pp-e)	*Puccinellia maritima-Spartina townsendii*-type (Ppsb – 25%)	*Puccinellia maritima-Spartina townsendii*-type (Pps, Ppsb – 75%)	*Salicornia procumbens*-types (Qq0p, Qq3p)	*Agrostis stolonifera*-type (Bg, Rg)
Elymus athericus-type (Xy5, Xy5b – 50%, Xy5r)		*Puccinellia maritima-Aster tripolium*-type (Ppa, Ppab)	*Atriplex prostrate*-type (Xx5b)	*Juncus gerardii*-type (Jj) – 50%	*Suaeda maritima*-type (Qu)	*Juncus gerardi-Festuca rubra*-type (Rgf)
Elymus athericus –Scirpus maritimus-type (Xy3b) – 50%		*Puccinellia maritima-Juncus gerardii*-type (Pj)	*Elymus athericus – Scirpus maritimus*-type (Xy3b) – 50%	*Trigochin maritima*-type (Bt)	*Salicornia europaea* en *S. procumbens*-type (Qq3e)	*Potentilla anserina*-type (Rgp)
Elymus athericus-Pottenttilla anserina-type (Rry)		*Puccinellia maritima-Artemisia maritima*-type (Pp-z)	*Elymus athericus*-type (Xy5b – 50%)	*Aster tripolium*-type (Ba3, Ba5)		*Lolium perenne*-type (Rgv)
Scirpus maritimus-type (Bi5y -50%)		*Spergularia maritima*-type (P-sm)	*Atriplex littoralis-Scirpus maritimus*-type (Xxk)			*Elymus repens*-type (Rre – 75%)
Elymus repens-type (Rre – 25%)		*Plantago maritima*-type (Pp-m)	*Scirpus maritimus*-type (Bi3, Bi5, Bi5y – 50%)			*Circium arvense*-type (Rryc- 50%)
Circium arvense-type (Rryc- 50%)		*Puccinellia maritima-Limonium vulgare*-type (Ppl)				Overige , niet kweldertypen (GST)

		Limonium vulgare-Plantago maritima-type (Pl3)				
		Atriplex portulacoides-type (Ph3, Ph5)				
		Juncus gerardii-Aster tripolium-type (Jja)				
		Glaux maritima-type (Jex)				
		Festuca rubra ssp. *commutata-Limonium vulgare*-type (Jfl)				
		Festuca rubra ssp. *commutata-Aster tripolium*-type (Jfa)				
		Festuca rubra ssp. *commutata*-type (Jf)				
		Atriplex prostrate-type (Xx5)				

8.2.1.2 Zeeschelde

Ook in Vlaanderen is er reeds sprake van een indeling die voor een vlakdekkende vegetatiekartering wordt toegepast. Voor de Zeeschelde plus de zijrivieren zijn vlakdekkende vegetatiekaarten beschikbaar voor 2003, 2007 en 2011 (Spronk, 2011; Van Ryckegem, 2013), maar ook hier is mogelijk voldoende historische informatie beschikbaar voor de jaren 1992 en 1996 (INBO OG Ecosysteemdiversiteit, 2011). De volgende kartering is gepland voor 2014 (persoonlijke mededeling Gunther van Ryckegem).

Er wordt voorgesteld de reeds voor MONEOS onderscheiden klassen (Van Ryckegem, 2013) behorende tot het type Brakwaterschor en Zoetwaterschor aan te houden en de ontwikkeling van de oppervlaktes te evalueren (Tabel 8-2). De types behorende tot Dijkvegetatie worden naar verluid facultatief onderscheiden, en zullen hier dan ook als 1 type worden meegenomen. De klassen behorende tot het type Slikken, betreffen een karakterisering van het substraattype van kaal substraat, en wordt hier buiten beschouwing gelaten.

Tabel 8-2 Classificatie voor de evaluatie van het oppervlak aan vegetatie voor Vlaanderen.

Vegetatie type	**Te evalueren vegetatie klassen**
Dijkvegetatie	Dijkvegetatie
Brakwaterschor	Slijkgras
Brakwaterschor	Melkkruidvegetaties
Brakwaterschor	Zeeaster
Brakwaterschor	Biezen Strandkweek
Brakwaterschor	Riet
Brakwaterschor	Zilt grasland
Brakwaterschor	Goudknopje
Zoetwaterschor	Biezen
Zoetwaterschor	Pionier
Zoetwaterschor	Riet
Zoetwaterschor	Natte ruigte
Zoetwaterschor	Brandnetelruigte
Zoetwaterschor	Balsemienruigte
Zoetwaterschor	Pionier wilgenstruweel
Zoetwaterschor	Vochtig wilgenstruweel
Zoetwaterschor	Bos

Ook voor Vlaanderen is het de bedoeling dat op termijn een referentie wordt opgesteld en dat daadwerkelijk de hectares per zone worden geëvalueerd met behulp van een Abundance Intactness index: vegetatietypes met de nodige bandbreedte en een minimumareaal per vegetatieklasse, per Scheldezone. De historische vegetatiekaarten dienen dan uiteraard in GIS format te worden aangeleverd zodat er testberekeningen en –beoordelingen kunnen plaats vinden. Voorlopig (tot referentieoppervlaktes zijn vastgesteld) kan worden volstaan met het evalueren van de trend in vegetatietypes voor de gehele Zeeschelde + zijrivieren. Voor een positieve beoordeling dient het oppervlak aan zilt grasland, evenals het oppervlak aan brandnetelruigte en balsemienruigte niet toe te nemen.

8.2.2 Sleutelsoorten: trends in aantallen

Voor Vlaanderen worden iedere 6 jaar vegetatieopnames gemaakt in bestaande permanente kwadranten langs de Boven-Zeeschelde, Rupel en Durme, en iedere 3 jaar in de Beneden-Zeeschelde. Hierbij wordt de vegetatie beschreven volgens de Frans-Zwitserse methode waarmee per soort de abundantie in pq-tjes (permanente kwadranten) wordt weergegeven in combinatie met de algehele vegetatiebedekking. De methodiek is in eerste instantie bedoeld voor de rapportages in het kader van de Kaderrichtlijn Water. Daarvoor wordt de vegetatie in vegetatieklassen ingedeeld en wordt er bij iedere monitoring geëvalueerd of voldoende pq's per vegetatieklasse zijn bezocht (pq's kunnen uiteraard door de jaren heen van de ene in de andere vegetatieklasse over gaan) om een goed beeld te krijgen van de aan te treffen soorten in het desbetreffende vegetatietype (afgeleid in Vandevoorde (2012)). Wanneer er onvoldoende opnames in een bepaald vegetatietype liggen, wordt de inventarisatie aangevuld met enkele extra opnames in representatieve pq's. Ten behoeve van de KRW evaluatie, werd een methodiek opgesteld om de kwaliteit van Natura2000 habitattypen te beoordelen met behulp van sleutelsoorten (T'jollyn et al., 2009). De evaluatie van sleutelsoorten voor de toetsparameter Vegetatie in de Evaluatiemethodiek gaat deze KRW methode volgen. Bij de T2015 evaluatie moet wel nagegaan worden of het gewenste aantal geïnventariseerde pq's per vegetatietype wordt gehaald in iedere saliniteitszone, of dat zones bij elkaar dienen te worden gevoegd tot bijvoorbeeld de gehele 'Beneden-Zeeschelde'.

In Nederland worden er geen vegetatieopnames op vaste locaties verricht. Er vinden echter bij iedere kartering (iedere 6 jaar) veldvalidaties plaats door middel van een groot aantal vegetatie opnames in pq-tjes die ook in een databank worden opgeslagen. Deze worden niet random genomen, maar worden wel geacht representatief te zijn voor specifieke vegetatietypes. Opnames worden verricht volgens vaste coderingen waarbij per soort het aantal exemplaren in klassen van 1-2, 3-20, 20-80, >80 wordt aangegeven, of bij algemeen aanwezige soorten het bedekkingspercentage in klassen van 5-10, 10-25, 25-50, 50-75 en 75-100 % (in principe ook volgens de Frans-Zwitserse methodiek). Voor de Westerschelde wordt dezelfde methodiek als voor Vlaanderen voorgesteld omdat dezelfde Natura2000 vegetatietypen aanwezig zijn (uiteraard wel in andere verhoudingen en oppervlakteverdeling).

Bij de T2015 moet nagegaan worden of het benodigde aantal pq's per vegetatietype per saliniteitszone in de Westerschelde wordt gehaald. Mocht dit niet het geval zijn, kan er eventueel worden besloten om de Westerschelde op niveau 2 (de Westerschelde als geheel) te beoordelen.

Tabel 8-3 Sleutelsoortenlijst en beoordeling.

Natura2000 type	Vegetatietype kartering	Sleutelsoorten	Beoordeling
Habitattype 1310_zk: Eenjarige pioniervegetaties van slik en zandgebieden met *Salicornia*-soorten en andere zoutminnende planten: buitendijks schor met zeekraalvegetaties	Pionierschor vegetatie (NL) type *Salicornia*	Langarige zeekraal (*Salicornia procumbens*), Klein schorrenkruid (*Suaeda maritima*), Kortarige zeekraal (*Salicornia europaea*), Zilte schijnspurrie (*Spergularia marina*), Gerande schijnspurrie (*Spergularia media*	Gemiddeld ≥ 10% oppervlak habitatvlek bestaat uit sleutelsoorten en gemiddeld ≥ 90% sleutelsoorten op het door hogere planten bedekte deel van habitatvlek

		subsp. *angustata*)	
Habitattype 1310_zv: Eenjarige pioniersvegetaties van slik en zandgebieden met *Salicornia* soorten en andere zoutminnende planten: buitendijks hoog schor met zeevetmuurvegetaties (*Saginion maritimae*)	Pionierschor vegetatie (NL) type *Sagina*	Zeevetmuur (*Sagina maritima*), Dunstaart (*Parapholis strigosa*), Deens lepelblad (*Cochlearia danica*), Laksteeltje (*Catapodium marinum*), Strandduizendguldenkruid (*Centaurium littorale*), Sierlijke vetmuur (*Sagina nodosa*), Hertshoornweegbree (*Plantago coronopus*), Melkkruid (*Glaux maritima*), Fraai duizendguldenkruid (*Centaurium pulchellum*), Bleekgele droogbloem (*Gnaphalium luteoalbum*), Stomp dubbeltandmos (*Didymodon tophaceus*), Netknikmos (*Bryum algovicum*), Kwelderknikmos (*Bryum warneum*)	Gemiddeld ≥ 2 sleutelsoorten waaronder Zeevetmuur of Sierlijke vetmuur aanwezig en gemiddeld ten minste 1 sleutelsoort frequent voorkomend
Habitattype 1320: Schorren met slijkgrasvegetatie (*Spartinion maritimae*)	Brakwaterschor Slijkgras (VL); Slijkgras vegetatie (NL)	Klein slijkgras (*Spartina maritima*), Engels slijkgras (*Spartina townsendii*)	De aanwezigheid van Klein slijkgras mag niet afnemen (trend) en gemiddeld ≤ 70% sleutelsoorten in aantallen en bedekking
Habitattype 1330_da: Atlantische schorren (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*) Subtype: buitendijkse schorren	Brakwaterschor: Melkkruidvegetaties en Zeeaster (VL); Laag schor vegetatie (NL)	Melkkruid (*Glaux maritima*), Schorrenzoutgras (*Triglochin maritima*), Gerande schijnspurrie (*Spergularia media* subsp. *angustata*), Zilte schijnspurrie (*Spergularia marina*), Klein schorrenkruid (*Suaeda maritima*), Zeeweegbree	Gemiddeld ≥ 5 sleutelsoorten aanwezig en sleutelsoorten gemiddeld ≥ 30% bedekking

		(*Plantago maritima*), Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*), Lamsoor (*Limonium vulgare*), Zulte (*Aster tripolium*), Zilte rus (*Juncus gerardii*), Strandkweek (*Elymus athericus*), Kwelderzegge (*Carex extensa*), Zeealsem (*Artemisia maritima*), Stomp kweldergras (*Puccinellia distans*), Gewone zoutmelde (*Halimione portulacoides*), *Festuca rubra* subsp. *litoralis*, Heen (*Scirpus maritimus*), Spiesmelde (*Atriplex prostrata*), Echt lepelblad (*Cochlearia officinalis*)	
Habitattype 91E0_wvb: Bossen op alluviale grond met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, *Alnion incanae*, *Salicion albae*): zachthoutooibos (wilgenvloedbos; *Salicetum albae*)	Zoetwaterschor: Pionierwilgenstruweel en Vochtig wilgenstruweel en Bos (VL)	Duitse dot (*Salix dasyclados*), Amandelwilg x Katwilg (*Salix* x *mollissima*), Amandelwilg (*Salix triandra*), Spindotterbloem (*Caltha palustris* var. *araneosa*), Bittere veldkers (*Cardamine amara*), Moesdistel (*Cirsium oleraceum*), Schietwilg (*Salix alba*), Kraakwilg (*Salix fragilis*), Bindwilg (*Salix* x *rubens*), Katwilg (*Salix viminalis*), Gewone vlier (*Sambucus nigra*), Haagwinde (*Calystegia sepium*), Hop (*Humulus lupulus*), Zomerklokje (*Leucojum aestivum*),	Gemiddeld ≥ 70% grondvlak bedekt door sleutelsoorten van boomlaag of ≥ 90% met slechts 1 soort die minstens 10% inneemt en sleutelsoorten van kruidlaag met 30-70% bedekking en > 10 soorten of ≥ 30% bedekking en 11-13 soorten.

		Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Bitterzoet (*Solanum dulcamara*), Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), Ridderzuring (*Rumex obtusifolius*), Waterpeper (*Polygonum hydropiper*), Fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*), Gewone smeerwortel (*Symphytum officinale*), Grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*), Gewone engelwortel (*Angelica sylvestris*), Gele lis (*Iris pseudacorus*)	

Tabel 8-3 geeft een overzicht van de sleutelsoorten, hoe die te beoordelen en voor welke vegetatietypes zoals onderscheiden in de karteringen voor Nederland en Vlaanderen. Zoals aangegeven wordt het gemiddelde van de beschikbare pq-tjes per vegetatietype x saliniteitszone combinatie geëvalueerd.

8.2.3 Trends in exoten

Ter beoordeling van de exoten wordt voor iedere pq het aantal exoten genoteerd, en de evaluatie score (aantal exemplaren / bedekking) voor het totaal aan exoten. Voor Vlaanderen kan de trend in aantallen soorten en totale bedekking op basis van de vaste pq-tjes worden geëvalueerd. De trend van beiden mag voor een positieve beoordeling niet toenemen. Voor Nederland wordt de verrekening naar oppervlakte per vegetatietype uitgevoerd, waarbij eveneens de trend niet mag toenemen voor een positieve beoordeling. De exoten soorten worden per pq volgens Tabel 8-4 gescoord en opgeteld (evaluatiescore). De gemiddelde score (op basis van de pq-tjes) per vegetatietype per saliniteitszone (in NL volgens SALT97 waarop de kartering aldaar is gebaseerd) dient te worden vermenigvuldigd met het aangetroffen areaal per saliniteitszone. De scores voor de verschillende vegetatie types worden opgeteld en geven de abundantie van de exoten voor de desbetreffende saliniteitszone. Deze wordt geëvalueerd waarbij voor een positieve beoordeling de trend voor de exoten niet mag toenemen.

Tabel 8-4 Tabel voor omzetten abundantiecodering plantensoorten in te verrekenen evaluatie scores per sleutelsoort.

RWS code	Exemplaren	Bedekking (%)	Evaluatie score
-	0	0	0
r	1-2	0-5	1
p	3-20	0-5	2
a	20-80	0-5	3
m	>80	0-5	4
2		5-10	5
3		10-25	6

4		25-50	7
5		50-75	8
6		75-100	9

8.3 Samenvatting en beoordeling Vegetatie

Tabel 8.17 Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter zoöplankton

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	De Abundance intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt zesjaarlijks bepaald op niveau 3. Voorlopig (in afwachting van een referentie) worden de trends voor vegetatieklassen op niveau 2 beoordeeld. Daarbij mag het oppervlak aan Pionierschor en het oppervlak aan Zeekweek vegetatie niet verder toenemen ten opzichte van de situatie van 2010, het oppervlak aan Heen-vegetatie niet verder mag afnemen ten opzichte van 2010 en het oppervlak aan Hoog schor / climax vegetatie geen toenemende trend vertonen voor de Westerschelde. Voor een positieve beoordeling dient het oppervlak aan zilt grasland, evenals het oppervlak aan brandnetelruigte en balsemienruigte niet toe te nemen voor de Zeeschelde + zijrivieren.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten of een stijging van de totale abundantie (dan wel de stijging van de combinatie in een evaluatiescore) levert een negatieve evaluatie op.
Sleutelsoorten	Voor een positieve beoordeling dient de gemiddelde beoordeling der sleutelsoorten per vegetatietype x zone op basis van de pq-tjes aan de specifiek gestelde voorwaarden te voldoen.

8.3.1 Verklarende parameters

Verschillende factoren en processen beïnvloeden de floristische samenstelling en diversiteit van schorgebieden. In het estuarium spelen hierin saliniteit en het hydrologisch regime (duur en frequentie overstroming en de drainage) een voorname rol. De zoutinvloed deelt in het estuarium de schorren op in drie groepen: de zoutwaterschorren, brakwaterschorren en de zoetwaterschorren. Deze schortypen verschillen niet enkel in soortensamenstelling maar ook in vegetatiestructuur. Zo ontbreekt in het zoute en brakke deel de bos/struweelclimax. Het overspoelingsregime (duur en frequentie) bepalen sterk de schorecotopen onderbouwing, dus de vegetatiezonering en beïnvloeden indirect ook de geomorfologie van de schorren (kreken, komgronden, oeverwallen etc.). Een morfologische diversiteit resulteert doorgaans in sterke variatie in bodemtextuur, aëratie potentieel, waterhuishouding en nutriëntenbeschikbaarheid. De waterstanden en saliniteit bepalen mede de uitkomst van de ecotopenkaart. Naast de dominante en sturende invloed van beide parameters zijn er eveneens verschillende andere factoren die de kwaliteit van de schorren en floristische samenstelling en diversiteit beïnvloeden. Deze worden behandeld in het thema Leefomgeving. Het gaat over de oppervlakte, breedte en reliëf van de schorren.

9 Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen: Antwerpen, Belgium, 249 pp.

Alkyon (2006). Plaatmorfologie Westerschelde; Veranderingen in de plaatmorfologie van de Westerschelde en de gevolgen voor het steltloperhabitat. Onderzoeksrapport A1774, Alkyon Hydraulic Consultancy & Research, 42 pp.

Altenburg, W., Arts, G., Baretta-Bekker, J.G., Van den Berg, M.S., Van den Broek, T., Buskens, R.F.M., Bijkerk, R., Coops, H., Van Dam, H., Van Ee, G., Evers, C.H.M., Franken, R., Higler, B., Ietswaart, T., Jaarsma, N., De Jong, D.J., Joosten, A.M.T., Klinge, M., Knoben, R.A.E., Kranenbarg, J., Van Loon, W.M.G.M., Noordhuis, R., Pot, R., Twisk, F., Verdonschot, P.F.M., Vlek, H., Wolfstein, K., Backx, J.J.G.M., Beers, M.C., Buijse, A.D., Duursema, G., Fagel, M., De Leeuw, J., Van der Molen, J.N. (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA): Utrecht, Nederland, 375 pp.

Anoniem (2010). Status van soorten en habitats. Indicatoren voor het Schelde-estuarium. Opgemaakt in opdracht van Afdeling Maritieme Toegang, projectgroep EcoWaMorSe, Vlaams Nederlandse Scheldecommissie. VLIZ Information Sheets, 208. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. 14 pp.

Appeltans, W. , M. Tackx, S. Van Damme, A. Hannouti, K. Soetaert, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, (2003). Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium The Netherlands): The distribution of Eurytemora affinis: effect of oxygen? Journal of Plancton Research, 11: 1441-1445.

Arts, F.A., Meininger, P.L. (1995). Foeragerende sterns in het Westerschelde estuarium: een verkenning in verband met de verdieping. RIKZ werkdocument OS-95-835X, Bureau Waardenburg rapport 95.50, Middelburg/Culemborg, 33 pp.

Attrill, M.J., Power, M. (2002). Climatic influence on a marine fish assemblage. Nature 417: 275-278.

Azémar, F., S. Van Damme, P. & M. Tackx, 2006. New occurrence of /Lecane decipiens/ (Murray, 1913) and some other alien rotifers in the Schelde estuary (Belgium). Belgian Journal of Zoology/ *137: 75 -83.

Azémar, F. 2007. Zooplancton dans l'estuaire de l'Escaut (Belgique /Pays bas): systématique et écologie. Thèse Université Paul Sabatier

Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., Belpaire, C., 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). Hydrobiologia 575, 141– 159

Breine, J. (2009). Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde (Belgium). Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.T.2009.1) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Brys, R., Ysebaert, T., Escaravage, V., Van Damme, S., Van Braeckel, A., Vandevoorde, B., Van den Bergh, E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke

referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7, 178 pp.

Certain, G.; O. Skarpaas; J-W. Bjerke; E. Framstad; M. Lindholm; J-E. Nilsen; A. Norderhaug; E. Oug; H-C. Pedersen; A-K. Schartau; G.I. van der Meeren; I. Aslaksen; S. Engen; P-A. Garnåsjordet; P. Kvaløy; M. Lillegård; N.G. Yoccoz & S. Nybø. 2011. The Nature Index: A general framework for synthesizing knowledge on the state of biodiversity. PLoS ONE 6 (4): e18930

Costanza, R., R. d'Arge, R.S. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton and M. van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253–260

Ejsmont-Karabin, J., Karabin, A. (2013). The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: Crustacean trophic state index. Polish Journal of Ecology 61: 561-373.

Fockedey, N., Mees, J. (1999). Feeding of the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries. Journal of Marine Systems 22: 207-228.

Franco, A., M. Elliott, P. Franzoi, and P. Torricelli. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. Marine Ecology Progress Series 354:219-228.

Gasparini, S., Castel, J., Irigoien, X. (1999). Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. Journal of Marine Systems 22: 195-205.

Gibbons, P. , S.V. Briggs, D. Ayers, J. Seddon, S. Doyle b, P. Cosier. 2009. An operational method to assess impacts of land clearing. Ecological Indicators 9: 26–40.
Isbell, F., V. Calcagno, A. Hector et al. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature, 477: 199-U96.

Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van den Koppel, J., Heip, C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. Advances in Ecological Research 29: 195-240.

Holzhauer, H, Maris, T., Meire, P., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., Van Weesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S. (2011). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2. Projectnummer DELTARES 1204407, Universiteit Antwerpen, ECOBE rapport 011-R148.

INBO OG Ecosysteemdiversiteit (2011). MONEOS – Geïntegreerd datarapport Toestand Zeeschelde tot 2009. Datarapportage ten behoeve van de VNSC voor het vastleggen van de uitgangssituatie anno 2009. Rapport INBO.R.2011.8. 77 pp., INBO, Brussel, België.

Kranenbarg, J., Jager, Z. (2008). Maatlat vissen in estuaria; KRW watertype O2. Rapportage Reptielen Amfibieën Vissen Onderzoek Nederland (RAVON), Projectnummer P2008-86, 36 pp.

Kesteloo, J.J., Van Zweeden, C., Poelman, M., Jansen, J.M. (2009). Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2009. Rapport C087/09, Wageningen IMARES, 46 pp.

Lamb, E.G., E. Bayne, G. Holloway, J. Schieck, S. Boutin, J. Herbers and D.L. Haughland, 2009. Indices for monitoring biodiversity change: are some more effective than others?. Ecol. Indic., 9: 432–444.

LNV (2006). Natura 2000 gebied 122 – Westerschelde & Saeftinghe. Gebiedendocument november 2006.

LTV (2000). Situatieschets visserij Schelde estuarium. Nota in het kader van de langetermijnvisie Schelde estuarium. 10 pp.

Maes, J., Tackx, M., Soetaert, K. (2005a). The predation impact of juvenile herring *Clupea harengus* and sprat *Sprattus sprattus* on estuarine zooplankton. Hydrobiologia 540: 225-235.

Maes, J., Belpaire, C., Breine, J., Goemans, G. (2005b). Vissen als gezondheidsindicatoren voor de toestand van het Zeeschelde-ecosysteem. Water Nieuwsbrief 17: 1-7.

Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2007). Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. Estuarine Coastal and Shelf Science 75: 151-162.

Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad Alosa fallax fallax (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. Hydrobiologia. 602: 129-143.

Maris, T., Wijnhoven, S., Van Damme, S., Beauchard, O., Van den Bergh, E., Meire, P. (2013). Referentiematrices en Ecotoopoppervlaktes. Annex bij de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Studie naar “ecotoopoppervlaktes en intactness index”, behorende bij contractnummer 31069024. Universiteit Antwerpen, ECOBE publicatie 013-R156.

Meininger, P.L., Witte, R.H., Graveland, J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041, 72 pp.

Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-Being: Global Assessment Reports (Island Press, Washington, DC, 2005).

Nielsen,S.E., E.M. Bayne, J. Schieck, J. Herbers and S. Boutin. 2007. A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. Biol. Conserv., 137: 403–414.

Palmer, C.M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. Journal of Phycology 5: 78-82.

Rappold, C., Ens, B.J. (2007). Scholeksters en de verruiming van de Westerschelde. Modelberekeningen voor de periode 1992-2015 aan het effect van de voorgenomen verruiming van de vaargeul op het aantal scholeksters. EcoCuves rapport 5, SOVON-onderzoeksrapport 2007/03, Haren, 57 pp.

Reitsma, J.M. (2006). Toelichting bij de vegetatiekartering Westerschelde 2004; Op basis van false colour-luchtfoto’s 1:5000/1:10000. Rapport AGI-2006-GSMH-013, RWS- AGI en ICT, Bureau Waardenburg, 64 pp. + bijlagen.Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324: 456-457.

Sautour, B., Castel, J. (1995). Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. Hydrobiologia 311: 139-151.

Sistermans, W.C.H., Hummel, H., Bergmeijer, M.A., Blok, D., Engelberts, A.G.M., De Witte-Dek, L., Dekker, A., Hartog, E., Van Hoesel, O.J.A., Kleine Schaars, L., Markusse,

M.M. (2009). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het Voor- en najaar van 2008. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. Monitor Taskforce Publication Series 2009 – 05.

Soetaert, K., and Van Rijswijk, P. 1993. Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde. Mar. Ecol. Prog. Ser 97: 47-59.

Stenfert-Steehouwer, E.R., Duinker, J.W., Melman, P.J.M. (1993). Toelichting bij de vegetatiekaart Verdronken Land van Saeftinghe. Op basis van false-coluor luchtfoto's 1990. Rapport MDLKM-R-9328, RWS-Meetkundige Dienst, Delft, Nederland.

Speybroek, J., Breine, J., Vandevoorde, B., Van Wichelen, J., Van Braekel, A., Van Burm, E., Van den Bergh, E., Van Thuyne, G., Vyverman, W. (2008). KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren. Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. Rapport INBO; INBO.R.20908.56. 153 pp.

Spronk, G. (2011). Verslag Afstemming monitoring – Vegetatiekartering. Kenmerk 27946. VNSC – werkgroep O&M – projectgroep Monitoring en Data, 01 november 2011, Bergen op Zoom, Nederland, 6 pp.

Tackx, M. , N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, 2004. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. Journal of Plankton Res, 26: 133-141.

Tackx, M., Azémar, F., Boulêtreau, S., De Pauw, N., Bakker, K., Satour, B., Gasparini, S., Soetaert, K., Van Damme, S., Meire, P. (2005). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: long-term trends in spring populations. Hydrobiologia 540: 275-278.

T'jollyn, F., Bosch, H., Demolder, H., De Saeger, S., Leyssen, A., Thomaes, A., Wouters, J., Paelinckx, D. & Hoffmann, M. (2009). Criteria voor de beoordeling
van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (46).
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Bergh, E., Ysebaert, T., Meire, P. (2005). Water bird communities in the Lower Zeeschelde: long-term changes near an expanding harbour. Hydrobiologia 540: 237-258.

Van den Bergh, E. (2009). Evolutie van het totaal aantal watervogels langs de Zeeschelde sinds 1991. Schelde Nieuwsbrief 61: 1-3.

Van de Pol, M., Brouwer, L., Ens, B.J., Oosterbeek, K., Tinbergen, J.M. (2010). Fluctuating selection and the maintenance of individual and sex-specific diet specialization in free-living oystercatchers. Evolution 64: 836-851.

Vandevoorde, B. (2012). Diversiteit hogere planten. p. 8-12 In Van Ryckegem, G. (red.).
MONEOS – Geïntegreerd datarapport Toestand Zeeschelde INBO 2011. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diverstiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapport INBO.R.2012.20. 70 pp. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, Brussel.

Van Dijk, A.J., Boele, A., Hustings, F., Koffijberg, K., Plate, C.L. (2010). Broedvogels in Nederland in 2008. SOVON-monitoringrapport 2010/01. SOVON Vogelonderzoek Nederland,Beek-Ubbergen.

Van Ryckegem, G., De Regge, N., Van den Bergh, E. (2006). Voedselecologie en gedrag van overwinterende watervogels langs de Zeeschelde; een methodologische studie. INBO.R 2006.2B. Instituut voor Natuur/ en Bosonderzoek, Brussel, 115 pp.

Van Ryckegem, G. (2013). MONEOS – Geïntegreerd datarapport Toestand Zeeschelde INBO 2012. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorphologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.26), INBO, Brussel, België.

Van Roomen, M., Van Winden, E., Koffijberg, K., Van den Bremer, L., Ens, B., Kleefstra, R., Schoppers, J., Vergeer, J.-W., SOVON Ganzen- en Zwanenwerkgroep, Soldaat, L. (2007). In Nederland in 2005/2006. SOVON-monitoringrapport 2007/03, Waterdienst-rapport BM07.09. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Vlaamse regering (2001). Speciale beschermingszones in Vlaanderen in uitvoering van de Europese Richtlijn 92/43/EEG (Habitatrichtlijn); SBZ – H, Beslissing van de Vlaamse regering van 4 mei 2001, Overzicht van de habitats en soorten per Habitatrichtlijngebied, 49 pp.

VMM (2008). Biologische beoordeling van de natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapport Vlaamse Milieumaatschappij, 76 pp.

Werkgroep Westerschelde. 2000. Situatieschets visserij Schelde estuarium.

Wijnhoven, S., Sistermans, W., Hummel, H. (2008). Historic developments in macrozoobenthos of the Rhine-Meuse estuary: From a tidal inlet to a freshwater lake. Estuarine, Coastal and Shelf Science 76: 95-110.

Wijnhoven, S., Escaravage, V., Daemen, E., Hummel, H. (2010). The decline and restoration of a coastal lagoon (Lake Veere) in the Dutch Delta. Estuaries and Coasts 33: 1261-1278.

Wijnhoven, S., Hummel, H. (2011). Patterns in macrozoobenthic assemblages indicate the state of the environment: insights from the Rhine-Meuse estuary. Marine Ecology Progress Series 436: 29-50.

Witte, R.H. (2001). De functie van de Westerschelde voor zeezoogdieren; kansen en bedreigingen voor met name de gewone zeehond en bruinvis. Rapportage Bureau Waardenburg, Rapport 01-116, 74 pp.

Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. Zoologische Verhandelingen 126: 1-242.

Ysebaert, T., de Mesel, I., Wijnhoven, S., Kromkamp, J. (2013). Flora en fauna. Hoofdstuk 9 in Depreiter, D., Cleveringa, J., van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T., Wijnhoven, S (eds). T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, ARCADIS, Universiteit van Antwerpen, IMARES, NIOZ, p. 386-457 + bijlagen.

Bijlage 1: Intactness Indices & sleutelsoorten

Deze bijlage bij het hoofdstuk Flora & Fauna van de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium beschrijft welke aannames en keuzes werden gemaakt bij het ontwikkelen van de methodiek om diversiteit in het Schelde-estuarium te evalueren aan de hand van een Intactness Index. Deze bijlage vormt een leidraad bij het opstellen van referentiematrices. Bij deze bijlage horen de volgende Excel bestanden:

AI matrix watervogels Zeeschelde v4.xlsx
AI matrix watervogels Westerschelde v4.xlsx
OI matrix benthos Westerschelde v4.xlsx
OI matrix benthos Zeeschelde+zijrivieren v4.xlsx

1 Algemene principes Intactess Index en referentiematrices

Ter evaluatie van de soortendiversiteit en de ontwikkelingen daarin wordt gebruik gemaakt van de Buckland Arithmetic Occurrence en de Buckland Arithmetic Abundance Intactness indices. De indices worden in principe als volgt berekend:

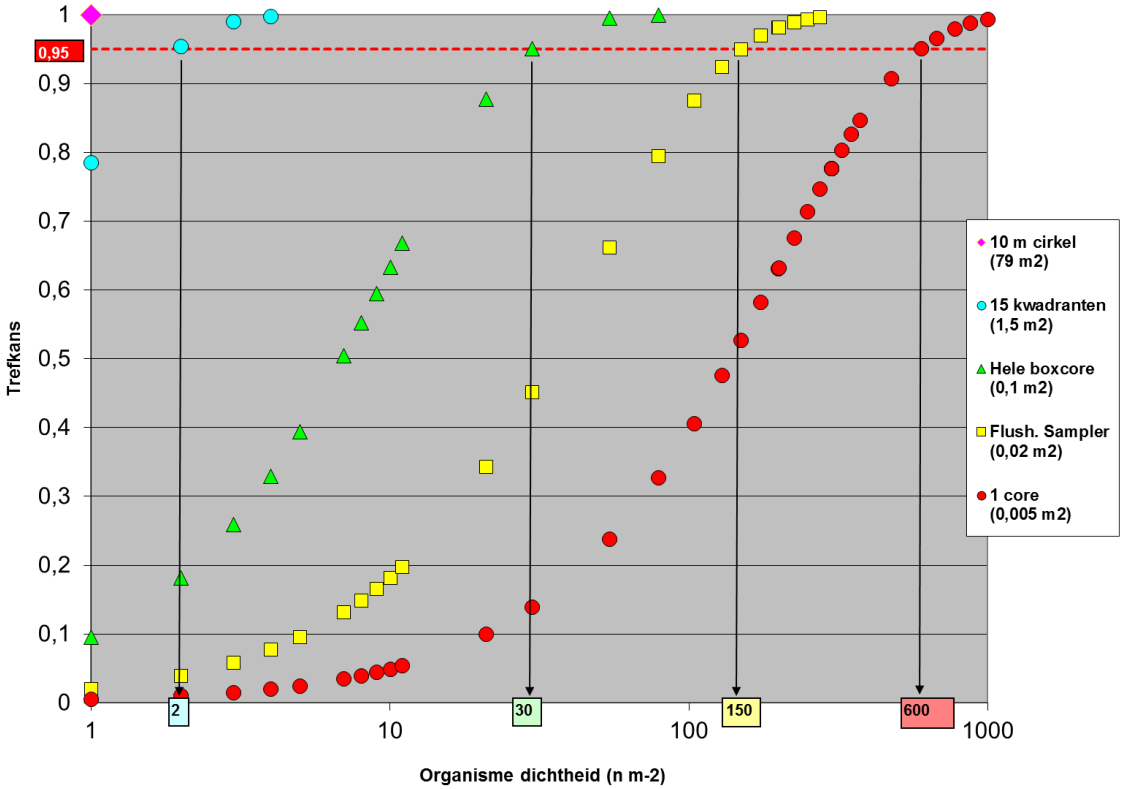
$$BuckArith - OI = \frac{1}{S}\sum_{i}\left(\frac{O_i}{R_i}\right) * 100$$

met s, het aantal soorten, O_i de waargenomen occurrence (het aantal staalname/observatie punten waar de soort is aangetroffen) en R_i de referentie occurrence rate. In Holzhauer et al. (2011) wordt een eerste voorstel voor het gebruik van deze indices omschreven. Voortkomend uit de eerste aanbevelingen met betrekking tot een verdere uitwerking en volledige toepassing van de Intactness indices (Maris et al., 2013) is in de T2009 de Occurrence Intactness index reeds toegepast op basis van soortenlijsten van alle reeds in het estuarium waargenomen soorten plus soorten die daar op basis van literatuur (vergelijkbare systemen) verwacht kunnen worden, waarbij de exoten buiten beschouwing zijn gelaten (daar die al als een aparte rekenparameter in de evaluatie zijn meegenomen). Afwijkend ten opzichte van de Buckland Arithmetic methodes was echter dat enkel de aan- en/of afwezigheid van soorten werd geëvalueerd, onafhankelijk van de monitoringsinspanningen waarvan werd aangenomen dat die niet substantieel verschilde door de jaren heen, dan wel dat die inspanningen ruim voldoende waren om het grootste deel van de aanwezige soorten ook daadwerkelijk te detecteren. Het is duidelijk dat een Abundance Intactness index een stap verder gaat (omdat daar gewenste dichtheden voor soorten worden geëvalueerd), maar ook de Buckland Arithmetic Occurrence Intactness index zoals bedoeld (Lamb et al., 2009) toetst niet enkel het voorkomen van soorten in gebieden/zones maar dient te geschieden op basis van trefkans van soorten per monster dan wel observatie. De hier beschreven methodiek (zoals vanaf de T2015 zal worden toegepast, uiteraard ook met terugwerkende kracht op de gegevens reeds betrokken in de T2009), is een methode waarbij rekening wordt gehouden met de trefkans zodat de Occurrence Intactness zoals bedoeld, wordt geëvalueerd waarbij rekening kan worden gehouden met veranderingen in de monitoringsinspanningen. De methodiek voor de Abundance Intactness evaluatie wijkt in principe niet af van de Occurrence Intactness (in plaats van trefkansen wordt nu gewerkt met dichtheden, maar één en ander hangt uiteraard samen). Nieuw is ook dat nu wordt beschreven hoe kan worden gewerkt met bandbreedtes van voorkomen (het gaat dan niet om een bepaalde dichtheid die dient te worden gehaald, maar een score is optimaal wanneer een waarneming binnen een bepaalde range van dichtheden valt terwijl hogere dan wel lagere waarden dan die range een lagere score opleveren. Werken met trefkans betekent dat soorten met een van nature lage en dus ook gewenst lage trefkans

nauwelijks te evalueren zijn, tenzij de monsterinspanning (onrealistisch) hoog wordt. Deze soorten dragen dan ook weinig bij aan een diversiteitsindex die een gemeenschap in zijn geheel evalueert. De huidige methodiek zal dan ook enkel het voorkomen en de diversiteit van de onder gewenste omstandigheden typisch estuariene soorten, die in redelijke dichtheden te verwachten zijn, evalueren. Van nature zeldzame soorten zoals dwaalgasten zullen buiten de matrices worden gelaten. Indien van nature zeldzame soorten toch als belangrijk voor het systeem worden gezien kan worden overwogen dezen als sleutelsoorten op te nemen. Vaak vraagt dit wel om een (soort)specifieke monitoring dan wel een andere schaal van evaluatie (bv soort dient ten minste 1 maal te zijn waargenomen gedurende 6 jaar) ter verhoging van de trefkans. De huidige methodiek maakt ook gebruik van evaluatie op basis van de gewenste ecotoop verdeling per zone, waarbij de gewenste trefkans en/of dichtheden berekend zijn op basis van ecotopen. Dit laatste is met name van belang bij de evaluatie van de Intactness van het benthos. Bij een volledig gerandomiseerde monstername kan een zone in zijn geheel worden geëvalueerd. Bij een gestratificeerde monstername naar ecotopen dient de oppervlakteverdeling van die ecotopen in ogenschouw te worden genomen. Ook biedt de methodiek op basis van trefkansen de mogelijkheid om soorten in de evaluatie te betrekken waarvoor de observatiemethodiek of het monitoringsprogramma niet ideaal is, maar die ondanks dat wel regelmatig zouden kunnen worden aangetroffen. De huidige benthos monitoring is bijvoorbeeld niet bedoeld voor typische hard substraat soorten; dus de trefkans van die soorten is lager dan wanneer men een op hard substraat gerichte monitoring zou uitvoeren. Men kan echter de gewenste trefkans van hard substraat soorten op zacht substraat (als indicatie van de totale bestanden) in de index meenemen wanneer de trefkans niet te laag is.
Let wel: de huidige uitwerking van de methodiek is geen aanmoediging tot het reduceren van de monsterinspanning (ook al biedt de methodiek mogelijkheden om hier mee om te gaan), want een evaluatie op basis van enkel lage trefkansen (hetgeen men krijgt wanneer de monsterinspanning bijzonder laag is) zal een beoordeling opleveren waarin het toeval een grote rol speelt (de betrouwbaarheid wordt laag).

Zoals aangegeven wordt de BuckArith-OI berekend op basis van een waargenomen occurrence en een referentie occurrence per soort. Waar in de vorige versie van de Evaluatiemethodiek de referentie occurrence op 1 werd gesteld en de waargenomen occurrence 1 was bij het voorkomen van die soort, wat resulteerde in een OI-score van 100% voor die soort, kan er ook worden gewerkt met een referentie occurrence die gelijk is aan de gewenste trefkans, terwijl de waargenomen occurrence de gerealiseerde trefkans weerspiegelt. De trefkans van een soort is echter afhankelijk van de aanwezige dichtheden, de ruimtelijke distributie (is dit min of meer gelijkmatig of eerder patchy) en de bemonsterings- of observatie-intensiteit. De verhouding tussen dichtheden en een gelijkmatige verspreiding resulterend in een trefkans behorende bij een bepaald monsteroppervlak (kan ook geïnventariseerd oppervlak zijn) wordt beschreven door de Poisson-verdeling. Figuur 1-1 is een visualisatie van de verhoudingen voor een aantal verschillende bemonsteringsoppervlaktes in het geval van een benthos monitoring. De figuur laat zien dat wanneer het monsteroppervlak af neemt, de trefkans van een soort met een bepaalde dichtheid af neemt. Men kan ook zeggen dat wanneer men de aanwezigheid wil aantonen van een soort met afnemende dichtheden, men het bemonsterde oppervlak dient te vergroten. Een aanname in deze verhouding is een gelijkmatige distributie, maar men kan bijvoorbeeld voor een soort met een patchy verspreiding, ook een gelijkmatige distributie van de patches veronderstellen, om zo aan de aanname te voldoen. Veel soorten vertonen geen gelijkmatige distributie, maar wanneer men de trefkans koppelt aan ecotopen, dan benadert men waarschijnlijk binnen die ecotopen eerder een gelijkmatige verdeling. Naarmate de verdeling van de dichtheden van de te onderzoeken soort minder gelijkmatig is, dient men meer monsters te nemen om de gemiddelde dichtheid betrouwbaar te bepalen. Men kan op basis van oude datasets of datasets voor vergelijkbare systemen met behulp van een Power analyse bepalen hoeveel monsters nodig zijn om de gemiddelde dichtheid met een aan redelijkheid grenzende betrouwbaarheid te kunnen inschatten. Het voordeel van het

gebruik van trefkans, zoals in de Occurrence Intactness index is echter dat men in principe de gemiddelde dichtheden niet hoeft te kennen, maar dat een inschatting van de gewenste trefkans bij een bepaalde bemonsteringsinspanning voldoende is voor een evaluatie. Bij de Abundance Intactness index is dit uiteraard niet het geval.



Figuur 1-1: Voorbeeld figuur van de verhoudingen tussen dichtheden van een soort en de trefkans bij de variatie van het monsteroppervlak volgens de Poisson verdeling. Het voorbeeld betreft de monitoring van benthos door middel van verschillende bemonsteringstechnieken en de daarbij behorende oppervlaktes (bron: Vincent Escaravage- Monitor Taakgroep, NIOZ).

Waar men voorheen de occurrence op 1 stelde in de referentie matrix en op 1 in de occurrence matrix indien een soort werd waargenomen (of 0 in afwezigheid), kan men daar nu een trefkans invullen behorende bij een bepaald monitoringsprogramma. Het is zaak dat de trefkans voor de soorten in de referentie matrix (dus de gewenste trefkans of de kans behorende bij de gewenste dichtheden) bij het huidige monitoringsprogramma ruim groter is dan het aantal genomen monsters (enkel in het geval een perfecte gelijkmatige verspreiding volstaat 1 monster waarvan het monsteroppervlak dient te worden vergroot naarmate de dichtheden lager zijn), anders zal de betrouwbaarheid van het resultaat laag zijn. Wanneer de gewenste trefkans 10% is (dus voorkomen van de soort in 1 op de 10 monsters) dan dient men ruim meer dan 10 monsters te nemen om met enige betrouwbaarheid te kunnen zeggen of de soort in vergelijkbare dichtheden (met een vergelijkbare kans) kan worden aangetroffen, of dat de trefkans hoger of lager blijkt te zijn. Het aantal monsters dat dient te worden genomen is afhankelijk van de natuurlijke variatie in trefkans voor soorten die voorkomen in dichtheden die rond de gewenste dichtheid gelegen zijn dan wel de gewenste trefkans opleveren. In de praktijk betekent dit dat niet enkel een trefkans of dichtheid (gemiddelde) van belang is en dient te worden beoordeeld, maar dat daar een bepaalde standaard deviatie bij hoort die dient te worden meegewogen. Complicerend hierbij is dat deze afhankelijk zal zijn van de steekproefgrootte. Door te werken met een standaard error die kan worden berekend op basis van een steekproefgrootte en een standaard deviatie (bepaald of vastgesteld aan de hand van een natuurlijke populatie) kan voor iedere steekproefgrootte een nieuwe trefkans met bijbehorende standaard error worden bepaald. Daar de standaard error een maat is voor de zekerheid dat de waargenomen trefkans bij een bepaalde

steekproefgrootte ook de werkelijke trefkans voor de populatie benadert, kan er een range worden vastgesteld op basis van de standaard error waarbinnen de waargenomen trefkans als vergelijkbaar met de gewenste trefkans wordt beschouwd. Een veelgebruikte range is het gemiddelde plus of min één maal de standaard error. Deze range zal in de huidige methodiek worden gehanteerd.
De waargenomen trefkans (dus het aantal monsters waarin de soort wordt gevonden, of de waargenomen gemiddelde dichtheid), kan nu dus worden vergeleken met de referentie. Men kan nu op verschillende manieren met soorten omgaan. Men kan evalueren of een gewenste trefkans wordt gehaald, en indien de waargenomen trefkans hoger is, deze gelijk aan de gewenste trefkans stellen (in dat geval wil men van de te evalueren soorten een minimum aantal in het systeem hebben). Men kan een overschrijding ook negatief laten tellen zoals in de methodiek beschreven in Holzhauer et al. (2011) is weergegeven, door numerator en denominator om te draaien in geval van overschrijding van de referentie trefkans (in dat geval is een te veel aan exemplaren van een soort in het systeem ook niet goed). Men zou ook een bepaalde bandbreedte kunnen instellen voor de referentiekans waarbij een geobserveerde waarde onder de ondergrens geen optimale score geeft, een waarde binnen de range een waarde van 1 voor de verhouding O_i/R_i oplevert, en er sprake is van het verwisselen van numerator en denominator indien de maximum waarde van de range wordt overschreden (en er dus een te veel aan exemplaren van een bepaalde soort aanwezig is). Het rekening houden met de monitoringsinspanning wordt nu gerealiseerd door de minimum gewenste trefkans/dichtheid te verlagen met de standaard error, dan wel de maximum gewenste trefkans/dichtheid te verhogen met de standaard error. Wanneer beiden van toepassing zijn voor een soort wordt de acceptabele (of optimaal scorende) range dus automatisch dubbelzijdig vergroot. Door te werken met de standaard error is het nu ook mogelijk om te beoordelen of soorten bij de uitgevoerde monitoringsinspanning wel of niet in de beoordeling (met andere woorden in de referentiematrix) kunnen worden meegenomen (want het zal duidelijk zijn dat wanneer het aantal genomen monsters of observaties laag is, er met een dergelijke monitoring alleen uitspraken kunnen worden gedaan over de zeer algemene soorten). Door de steekproefgrootte te verlagen zal de berekende referentie (Ri) op basis van een gemiddelde min de standaard error uiteindelijk negatief worden. Een negatieve occurrence of abundance kan uiteraard niet meer worden beoordeeld, en daarmee wordt duidelijk dat de desbetreffende soort af valt voor opname in de referentiematrix bij de desbetreffende monitoringsinspanning. De kans dat een soort met de gewenste occurrence of abundance wordt aangetroffen bij een actuele Ri die behoorlijk onder de 1 ligt, is niet zo groot, met name wanneer het aantal genomen monsters laag is. We spreken af een soort enkel in de referentiematrix mee te nemen wanneer de gewenste trefkans bij een bepaalde monitoringsinspanning groter is dan 50% (R_i>0,5). Door de inrichting van de huidige methodiek kan er tot op zekere hoogte worden omgegaan met variatie in monitoringsinspanningen en blijven de Intactness beoordelingen vergelijkbaar en direct te beoordelen op een schaal van 0 tot 100%. Uiteraard wel tot op zekere hoogte, want met het verkleinen van de steekproefgrootte en het buiten beschouwing laten van soorten neemt de onzekerheid over de indicatiewaarde toe. Het is aan te bevelen om de resultaten van de Intactness beoordeling altijd gepaard te laten gaan met een lijst van soorten die hebben meegeteld in de beoordeling van de Intactness, en het aantal opgenomen soorten als percentage van het maximum aantal voorgestelde soorten te rapporteren.
Voor bepaalde soortgroepen (zoals vogels) kan de evaluatie op het niveau van zones of gebieden worden uitgevoerd daar de monitoring als vlakdekkend of representatief voor het gebied in zijn geheel kan worden beschouwd en de soorten mobiel zijn. Voor het relatief immobiele benthos waarvoor de distributie duidelijk gekoppeld is aan het voorkomen van ecotopen en waarvoor de monitoring (ten minste tegenwoordig) gestratificeerd naar ecotopen wordt uitgevoerd, zal de beoordeling ook rekening dienen te houden met die ecotopen. Een evaluatie per ecotoop is een optie; men kan ook kiezen voor een evaluatie per zone, waarbij het beschikbare areaal van de verschillende ecotopen (hetgeen aan variatie onderhevig is) in rekening wordt gebracht. De hier gepresenteerde methodiek neemt de gewenste ecotopen verdeling zoals berekend en

deels gepresenteerd ten tijden van de rapportage van Maris et al. (2013) als uitgangspositie voor de Zeeschelde, waarbij voor de referentie occurrence de gewenste occurrence per ecotoop via de arealen is opgeschaald naar het zone niveau. Met behulp van de huidige methodiek wordt de gerealiseerde occurrence initieel per ecotoop bepaald en vervolgens via de gerealiseerde arealen naar zone niveau. Hierdoor kan de referentie occurrence van soorten voor zones worden gehaald doordat de trefkans binnen ecotopen optimaal is, dan wel dat bepaalde gunstige ecotopen meer voorradig zijn. Of de areaal verdeling van die ecotopen voor andere systeem aspecten vervolgens optimaal is, wordt hier uiteraard niet getoetst, daarvoor is de evaluatie 'Leefomgeving' bedoeld. Het werken met standaard errors rond een gewenste occurrrence maakt het in ieder geval mogelijk om deze betrouwbaarheidsranges ook naar oppervlakte ratio van de ecotopen te schalen. In de eerste versies van de beoordelingsmethodiek (Holzhauer et al., 2011) werden ook de exoten opgenomen in de referentiematrix maar scoorde hun aanwezigheid negatief in de index. Exoten worden nu volledig buiten de Intactness evaluatie gehouden daar exoten reeds afzonderlijk worden geëvalueerd (een dubbele beoordeling is niet gewenst). Tevens kan de inheemse fauna in principe prima intact zijn ondanks de aanwezigheid van exoten, wanneer deze exoten weinig ecologische impact hebben (niet invasief). Uiteraard is de verwachting dat invasieve exoten die bepaalde delen van het systeem gaan domineren wel een impact zullen hebben, maar dan wordt ook direct een effect op de occurrence van inheemse soorten verwacht door competitie om bronnen en ruimte; en zal dit dus ook naar verwachting detecteerbaar zijn in de huidige Intactness beoordeling. Het hier buiten beschouwing laten van exoten helpt dus bij het detecteren van de oorzaak van een niet optimale flora en fauna.

2 Opstelling van referentiematrices voor vogels

2.1 Broedvogels

Met betrekking tot Vlaanderen wordt enkel een lijst van 21 broedvogels min of meer gestandaardiseerd gemonitord. Dit zijn de soorten zoals weergegeven in Tabel 2-1 van het hoofdrapport, met instandhoudingsdoelstellingen voor de Zeeschelde. Daar deze soorten al afzonderlijk als sleutelsoorten worden geëvalueerd is het weinig zinvol dit nog eens te herhalen voor het geheel aan soorten in de vorm van een abundance intactness matrix, te meer daar een aantal van de soorten (kluut, lepelaar, scholekster, slobeend en tureluur) ook al deel uit maken van de Niet-broedvogel referentie matrices. Er wordt dus geen aparte evaluatie van de Intactness van de broedvogels voor Vlaanderen uitgevoerd. Mocht in de toekomst blijken dat het toch zinvol is om ook broedparen onderdeel te laten uitmaken van een Intactness evaluatie en er is sprake van een gestandaardiseerde (jaarlijkse inventarisatie) dan is het geen probleem om de waarden voor broedvogels aan de hieronder gepresenteerde niet-broedvogel (of watervogel) matrices toe te voegen en deze als een gecombineerde Vogel Abundance Intactness evaluatie uit te voeren.
Voor de broedvogels van de Westerschelde geldt in feite het zelfde. Hier worden de broedparen van 14 soorten geïnventariseerd die allen als sleutelsoorten worden geëvalueerd (Tabel 2-1). Het betreft hier enkele steltlopers en meeuwen die allen in de referentiematrices van de niet-broedvogels terug komen (en dus al worden meegewogen). Het betreft echter ook een aantal sternen die niet in de referentiematrices van de niet-broedvogels terug komen. Mocht blijken dat het toch waardevol is om naast de sleutelsoorten evaluatie ook de broedvogels als onderdeel van de Intactness evaluatie te beoordelen, dan wordt voorgesteld om die evaluatie niet los van de niet-broedvogels uit te voeren, maar om de broedvogels met de vereisten waaraan een inventarisatie behoort te voldoen, toe te voegen aan de referentie Intactness-matrices zoals nu enkel opgesteld op basis van de inventarisaties van de 'niet-broed vogels'.

2.2 Niet-broedvogels Zeeschelde

Voor de evaluatie van de Intactness van de niet-broedvogel populaties (ook wel watervogels te noemen) van het Schelde-estuarium wordt gebruikt gemaakt van Abundance Intactness matrices, waarbij evaluatie per Scheldezone (niveau 3) plaats vindt. Het is bij de niet-broedvogel inventarisatie zo dat deze per deelgebied wel of niet plaats vindt (of heeft gevonden) in bepaalde maanden en jaren en dat er niet of nauwelijks sprake is van gedeeltelijke inventarisaties (indien die er zijn, zijn die eigenlijk onbruikbaar, want hoe definieer je dan de inspanning). Kortom, de opgeleverde data geven een indruk van de werkelijk aanwezige aantallen watervogels op dat moment in een deelgebied. Uiteraard zijn er soorten die moeilijker waar te nemen zijn (omdat ze zich moeilijker laten zien). In principe is dit geen probleem omdat dit in principe voor alle deelgebieden in dezelfde mate geldt, en een seizoenaliteit in de zichtbaarheid even goed kan worden meegenomen in de beoordeling als een seizoenaliteit in de werkelijk aanwezige aantallen, wanneer de monitoring inspanning maar vergelijkbaar is. De variabele met betrekking tot de monitoringinspanning die grote effecten op de resultaten kan hebben, is het seizoen (de maand) waarin de monitoring plaats vindt, wanneer dit niet altijd maandelijks is. Het effect is ook nog eens zeer soort afhankelijk daar de ene soort een piek in de aantallen in de winter vertoont, de andere soort in de zomer, en een derde soort min of meer gelijke aantallen door het jaar heen, etc. Om hier in de evaluatie mee om te gaan, is het weinig zinvol om de trefkans in de beoordeling te integreren, daar deze voor de meeste soorten per inventarisatiemoment behoorlijk hoog is (en anders niet al te variabel in tijd en ruimte). We stellen dan ook voor om te werken met soortafhankelijke criteria waaraan de monitoring van een bepaald jaar voor een bepaald deelgebied dient te voldoen voor opname van de desbetreffende soorten in de referentiematrix. De referentie Abundance Intactness matrices zijn opgesteld op basis van maximaal waargenomen aantallen per soort per jaar. Daarbij is zo veel mogelijk rekening gehouden met natuurlijke fluctuaties in populaties onder referentiecondities (door de gemiddelde maximum jaargrootte van de populaties voor een aantal hoog scorende jaren als referentie jaarmaximum abundantie te nemen en deze ook nog te verlagen met de bijbehorende standaard error). Soorten kunnen voor bepaalde deelgebieden zijn aangeduid als ‘Dwaalgast’, wat niet noodzakelijkerwijs betekent dat de soort per definitie een ‘dwaalgast’ is zoals deze term in de vogelwereld vaak wordt gebruikt, maar wat aan geeft dat de soort niet direct gerelateerd is aan het buitendijkse deel van het desbetreffende deelgebied van het Schelde-estuarium onder referentie condities, of dat de soort niet goed kan worden waargenomen met de huidige monitoring (waardoor waarneming berust op toeval). Dergelijke soorten zouden in theorie zelfs relatief frequent per toeval kunnen worden waargenomen, maar hun afwezigheid zegt weinig over de toestand van het buitendijkse deel van het Schelde-estuarium of de werkelijke afwezigheid van de soort. Het criterium waaraan de monitoring dient te voldoen is dat er minimaal 5 keer (5 maanden) per jaar is geïnventariseerd voor het desbetreffende gebied. We gaan daarbij uit van watervogelseizoenen hetgeen betekent dat een jaar loopt van juli tot en met juni van het daaropvolgende jaar. Zo zullen voor de berekening van de intactness voor bv 2015 de vogelaantallen waargenomen van juli 2014 tot en met juni 2015 in ogenschouw worden genomen. Voor iedere soort is vervolgens aangegeven hoeveel keer er in welke periode(s) minimaal dient te zijn geïnventariseerd. Dit om voor iedere soort een behoorlijke kans te creëren dat ook het werkelijk aanwezige jaarmaximum aantal gedurende de monitoring is waargenomen. Vooralsnog is de methodiek eenzijdig en is er enkel sprake van jaarmaxima waarvan wordt getoetst of die worden gehaald, waarbij bij overschrijding de maximum score wordt behaald (de matrix bevat momenteel geen soorten waarvoor een te veel in de aantallen wordt aangegeven).

De huidige methodiek maakt het mogelijk om deelgebieden te vergelijken, ook wanneer om een bepaalde reden er geen data beschikbaar zijn van een bepaalde periode (bepaalde soorten dienen dan uit de referentiematrix te worden weggelaten). Soorten met een referentie Abundance intactness (Ai) onder de 0.5 dienen uit de beoordeling te worden weggelaten (omdat onder referentiecondities de kans dat een soort niet wordt

aangetroffen dan groter is dan dat die wel wordt aangetroffen. Het mogen duidelijk zijn dat de monitoring wel aan een bepaalde minimum inspanning dient te voldoen. Wanneer door incomplete monitoring het aantal soorten in de referentiematrix drastisch af neemt, heeft dit uiteraard wel invloed op de betrouwbaarheid van de beoordeling (daarom evaluatie altijd gepaard laten gaan met lijst van in referentie betrokken soorten en percentage meegewogen soorten ten opzichte van het maximaal mogelijke aantal referentiesoorten. Berekening van de Abundance Intactness per deelgebied vindt plaats voor ieder afzonderlijk jaar, waarna de trend in de Abundance Intactness wordt geëvalueerd. Deze mag voor een positieve beoordeling niet afnemen.
Mocht door een structurele beperkte monitoringsinspanning het aantal referentiesoorten steeds laag zijn, dan valt te overwegen de evaluatie uit te voeren op de som van de jaarmaxima voor een periode van bv 3 of 6 jaar (waarmee de referentie Ai dan ook 3 of 6 x zo groot wordt). Uiteraard is hiermee het resultaat niet meer 1 op 1 vergelijkbaar met het resultaat van een normale jaarlijkse beoordeling in een ander deelgebied. Mogelijk is dit wel noodzakelijk voor de beoordeling van de Durme volgens de huidige monitoringinspanning. Ook aan te bevelen is de monitoringinspanning te vergroten door ook in de maanden April-September te inventariseren, hetgeen 6 tot 9 extra referentiesoorten op levert die dan wel in de referentiematrix van de Durme kunnen worden meegerekend.
Meeuwen worden volgens de datafiches facultatief genoteerd tijdens de monitoring in Vlaanderen, hetgeen consequenties dan heeft met betrekking tot de representativiteit van de aangeleverde data. Het blijkt echter dat in Vlaanderen ook de meeuwen structureel worden meegeteld sinds 1999 (persoonlijke mededeling Gunther van Ryckegem), zodat de meeuwen zonder probleem kunnen worden betrokken in de evaluatie.
Tabel 0.1 geeft de referentiematrix van de niet-broedvogels voor de deelgebieden van de Zeeschelde + zijrivieren waarbij de jaarrond maximaal waargenomen abundanties worden beoordeeld.

Tabel 2.1 Referentie Abundance matrix met Ri waarden voor de zones van de Zeeschelde + zijrivieren voor de jaarlijkse evaluatie van de jaarmaximum geobserveerde abundantie. Alle referentiewaarden dienen aan de onderzijde te worden getoetst; m.a.w. of de waarde wordt gehaald. Een Leeg veld in de matrix geeft aan dat de desbetreffende soort niet in de referentiematrix van het desbetreffende deelgebied is opgenomen omdat de soort niet representatief is voor de desbetreffende zone, of omdat de referentiedichtheden te laag zijn om de soort bij de huidige monitoringsinspanningen waar te nemen (trefkans < 0,5). Let wel; er zijn soortspecifieke criteria opgesteld waaraan de monitoringsinspanning dient te voldoen voordat de soort wordt opgenomen in de evaluatiematrix van het desbetreffende jaar (zie rekensheets in bijlagen).

Species	Zoet Kort Verblijf	Zoet Lang Verblijf	Oligoha-liene Zone	Salini-teits-gradiënt	Rupel	Durme
Actitis hypoleucos	21	60	44	81	2,3	4,4
Anas acuta	19	200	410	340	570	1,4
Anas clypeata	77	5,3	4,8	40	15	12
Anas crecca	880	5300	12000	2600	3000	1400
Anas penelope	1	19	55	2700	4,2	5,4
Anas platyrhynchos	1800	5000	4800	1200	930	460
Anas strepera	190	470	2300	810	860	38
Anser albifrons			15	160		
Anser anser	0,9	1,4	8,4	2600	1,2	20
Arenaria interpres			14	27	24	8,9
Ardea cinerea	12	20		0,6		
Aythya ferina	450	3400	4100	290	940	170
Aythya fuligula	76	350	790	420	250	78
Aythya marila	0,3	1	6,6	1,4		
Branta leucopsis	1,3	1,3	1,2	1,7	1,1	1,7
Bucephala clangula	1,3	1,3	1,8	1,6	1,2	0,1
Calidris alba				1,7		

Calidris alpina		33	1100	1100	130	110
Calidris minuta				2,9		
Charadrius dubius			1,2	3,1		
Charadrius hiaticula				150		
Cygnus olor	42	6,4	8,7	7,8	67	2,1
Egretta garzetta	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1
Fulica atra	320	840	1100	15	510	380
Gallinago gallinago	2,3	7,4	5,3	4,5	6,1	7,6
Gallinula chloropus	380	400	79	19	74	57
Haematopus ostralegus	2,7	5,8	11	190	2,9	1
Larus argentatus	37	120	83	440	19	5,7
Larus canus	32	94	170	260	48	1,7
Larus fuscus	16	75	40	20		4
Larus marinus		2,1	4,8	10		
Larus melanocephalus		1,3	1,3	10		
Larus michahellis		1	1	1,9		
Larus ridibundus	400	560	1700	3800	640	74
Limosa lapponica				88		
Mergus albellus		1,4	0,7			
Mergus merganser		2,4	1,6		2,8	
Mergus serrator				2		
Netta rufina		0,8	0,9			
Numenius arquata			2	360		21
Phalacrocorax carbo	14	27	26	110	25	54
Philomachus pugnax		2,1	2,2	11		
Platalea leucorodia	12	12	12	12	12	1,2
Pluvialis apricaria				26		
Pluvialis squatarola				290		
Podiceps cristatus	4,6	5,9	7	86	4,8	21
Podiceps nigricollis			0,8	0,8		
Recurvirostra avosetta	0,6	2,4	7,8	610	11	0,8
Sterna hirundo		2,4	8,7	270		0,9
Tadorna tadorna	74	560	1300	1300	370	110
Tringa erythropus				8,4		
Tringa nebularia		0,9		4,8		
Tringa ochropus	1,2	2		0,5	1	
Tringa totanus	0,5	1,4	2,9	98	1,7	
Vanellus vanellus	590	1300	2700	1500	1700	100

De rekenbladen achter deze tabel, zijn als Excel sheets toegevoegd bij deze bijlage: **'AI matrix watervogels Zeeschelde v4.xlsx'**. Dit document bestaat uit verschillende tab-bladen. Hieronder volgt, per tab-blad, een bijschrift als leidraad voor de afleiding en berekening van de referentie intactness voor Vogels in de Zeeschelde + zijrivieren

Tab-blad 'Zoet Kort Verblijf':
De evaluatie van de vogels geschiedt op basis van de Abundance Intactness index waarbij er van uit wordt gegaan dat de monitoring een representatief beeld geeft van de aanwezige vogel aantallen per soort. Dit wil niet zeggen dat alle vogels aanwezig ook worden waargenomen, want er zijn ook moeilijker waarneembare soorten waarvan slechts een bepaald percentage van de totaal aanwezige aantallen zal worden waargenomen tijdens inventarisatie, maar de methodiek gaat er van uit dat het aantal waarnemingen altijd een goede relatie vertoont met de totaal aanwezige populatie van die soorten. De te evalueren dichtheden zijn de jaarmaximum waargenomen aantallen

per zone. De monitoringsinspanning wordt niet in de index als zodanig meegewogen omdat er van uit wordt gegaan dat een inventarisatie van een zone heeft plaats gevonden of niet, en dat een gedeeltelijke inventarisatie weinig zinvol is ten zij het de inventarisatie van een beperkt aantal soorten betreft (dan is het voor de geïnventariseerde soorten een nuttige inventarisatie maar zijn de data uiteraard niet bruikbaar voor de niet getelde soorten). Wat qua inspanning wel van belang is, is hoe zeker dat we kunnen zijn dat het jaarmaximum aantal inderdaad wordt waargenomen. Aangezien de piek in aantallen voor de verschillende soorten op een verschillend moment kan worden verwacht, kiezen we er voor hier soort-specifieke criteria mee te geven met betrekking tot het totale aantal inventarisaties dat op jaarbasis is uitgevoerd en de timing van die inventarisaties, om er voor te zorgen dat het waarschijnlijk is dat de jaarmaximum aantallen waargenomen voor dat jaar de werkelijke waar te nemen maximum aantallen in een jaar, zal benaderen. In de praktijk betekent dit dat voor een overwinterende trekvogel de eis zal worden gesteld dat minimaal een aantal keer in de winter dient te zijn geïnventariseerd voordat de soort in de evaluatie kan worden meegenomen.
In feite wordt het maximum aantal waargenomen vogels per jaar per zone geëvalueerd ten opzichte een referentie aantal. Het samenstellen van een referentiematrix is een combinatie van de analyse van historische gegevens en expert beoordeling. De referentie voor de Zeeschelde is afgeleid van historische waarnemingen op basis van watervogeltellingen voor de periode 1992-2009, voor de Rupel voor de periode 1984-2009 en voor de Durme voor de periode 1990-2009.

- Op het tab-blad is eerst (B1-FM111) een matrix met de aantallen waargenomen exemplaren per soort per maand voor ieder jaar te vinden.
- Van hieruit wordt in de volgende matrix (FO1-GF111) ten eerste in rij 2 voor ieder jaar berekend hoeveel maanden er dat jaar is geïnventariseerd, en vervolgens per soort de maximum waargenomen aantallen per inventarisatie voor dat jaar (jaarmaximum aantal).
- De volgende matrix (GH1-GS111) geeft een overzicht van het gemiddeld aantal waargenomen exemplaren per soort per maand voor de gehele periode 1992-2009. Hiermee kan het belang van een maand voor het waarnemen van het jaarmaximum voor iedere soort worden bepaald.
  Vanuit de matrix FO1-GF111 worden jaren of een periode met de hoogste waargenomen aantallen geselecteerd, waarvan het gemiddelde en de standaardfout gaan dienen om de referentie abundantie te berekenen. Er wordt er naar gestreefd om ten minste 7 jaren te selecteren en liefst meer dan dat, maar in een groot aantal gevallen zijn toch minder jaren gebruikt (omdat wordt ingeschat dat er slechts een paar jaren zijn die het potentiële maximum van zo'n soort benaderen, of omdat een soort waarvan wel wordt aangenomen dat die algemeen zou moeten kunnen voorkomen in het systeem, in de historische datareeks nauwelijks voor komt (expert beoordeling).
  De resultaten worden weergegeven in matrix GV1-GY111 waarbij in kolom GV het aantal geselecteerde jaren wordt weergegeven (n), vervolgens de gemiddelde jaarmaximum aantallen voor die selectie (Kolom GW: Abundance), gevolgd door de standaarddeviatie voor de selectie (Kolom GX: Stdev) en de bijbehorende standaardfout (Kolom GY: SE).
- Aan de hand van het maximale gemiddelde jaarmaximum (Kolom GW) en de bijbehorende standaardfout (Kolom GY) wordt de referentie abundance (Ai) in kolom HB door de standaardfout van het berekende gemiddelde af te trekken. Kolom HA geeft aan dat het hier steeds om een beoordeling gaat van een referentieabundantie die dient te worden behaald voor een maximum score (aangeduid met 'min'). In principe zouden er ook soorten kunnen zijn waarvoor een teveel als negatief zou kunnen worden beoordeeld, maar daar is voorlopig geen gebruik van gemaakt. Kolom HB geeft niet alleen de referentie abundantie, maar duidt voor die soorten die niet in de referentiematrix worden meegenomen aan waarom deze niet worden meegenomen. Het gaat dan steeds om ofwel

exoten, of om soorten hier aangeduid als dwaalgast, want enkel aangeeft dat de soort als niet specifiek voor het buitendijkse deel van de desbetreffende zone wordt gezien. Niet tot op soort gedetermineerde exemplaren kunnen ook niet in de beoordeling worden meegewogen. In kolom GU wordt eventueel aangegeven dat de referentie uit een andere zone afkomstig is bij het ontbreken van de soort in de historische data voor die zone, maar de verwachting dat de soort er onder referentie condities wel gevonden zou moeten kunnen worden.

- Ten slotte is er in Kolom HD sprake van een soortspecifiek criterium waaraan de monitoring van het te beoordelen jaar dient te voldoen om de soort te mogen laten meewegen in de Intactness beoordeling. Het gaat hier naast het algemene criterium dat er dat jaar minimaal gedurende 5 maanden is geïnventariseerd, om bepaalde maanden of een bepaalde periode waarbinnen minimaal een aantal tellingen verricht dienen te zijn. Als niet aan dat criterium wordt voldaan, wordt verondersteld dat de kans groot is dat het waargenomen jaarmaximum aantal voor die soort een behoorlijke onderschatting zal zijn van het werkelijke waar te nemen maximum aantal voor dat jaar.
- In de kolommen HE en HF zijn voor enkele soorten nog extra opmerkingen geplaatst met betrekking tot de nomenclatuur, of karakteristieken van de monitoring .

Tab-blad 'Zoet Lang Verblijf':
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Zoet Lang Verblijf, zij het dat de kolommen zijn verschoven daar de eerst genoemde matrix ander afmetingen heeft (A1-HT111).

Tab-blad 'Oligohaliene zone':
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Zoet Lang Verblijf, zij het dat de kolommen zijn verschoven daar de eerst genoemde matrix ander afmetingen heeft (A1-HA111).

Tab-blad 'Saliniteitsgradiënt':
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Zoet Lang Verblijf, zij het dat de kolommen zijn verschoven daar de eerst genoemde matrix ander afmetingen heeft (A1-HE111).

Tab-blad 'Rupel':
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Zoet Lang Verblijf, zij het dat de kolommen zijn verschoven daar de eerst genoemde matrix (A1-HR111) en de tweede matrix (HT1-IS111) ander afmetingen hebben.

Tab-blad 'Durme':
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Zoet Lang Verblijf, zij het dat de kolommen zijn verschoven daar de eerst genoemde matrix (A1-DF111) en de tweede matrix (DH1-EA111) ander afmetingen hebben.

2.3 Niet broedvogels: Westerschelde

De evaluatie van de Westerschelde verloopt op dezelfde manier als die van de Zeeschelde plus de zijrivieren. Vanwege het grotere oppervlak van de deelgebieden en de grotere aantallen die van soorten aanwezig kunnen zijn (grotere trefkans voor de soort per deelgebied bij inventarisatie) is het aantal in de evaluatie betrokken soorten ook groter (omdat dit nu mogelijk is). Voor de Westerschelde vormen de meeuwen een uitzondering gedurende de inventarisaties. De meeuwen worden wel op een gestandaardiseerde manier structureel geteld, maar dit geschiedt enkel in Januari. Dit betekent dat een aantal soorten niet voor opname in de referentie matrix in aanmerking

komen, en dat voor een aantal soorten een specifieke waarde (referentie abundantie) voor Januari is opgesteld. Inventarisaties in andere maanden dienen buiten beschouwing te worden gelaten bij evaluatie.
Tabel 2.2 geeft de referentiematrix van de niet-broedvogels voor de deelgebieden van de Westerschelde waarbij de jaarrond maximaal waargenomen abundanties worden beoordeeld.

Tabel 2.2 Referentie Abundance matrix met Ri waarden voor de zones van de Westerschelde voor de jaarlijkse evaluatie van de jaarmaximum geobserveerde abundantie. Alle referentiewaarden dienen aan de onderzijde te worden getoetst; m.a.w. of de waarde wordt gehaald. Een Leeg veld in de matrix geeft aan dat de desbetreffende soort niet in de referentiematrix van het desbetreffende deelgebied is opgenomen omdat de soort niet representatief is voor de desbetreffende zone, of omdat de referentiedichtheden te laag zijn om de soort bij de huidige monitoringsinspanningen waar te nemen (trefkans < 0,5). Let wel; er zijn soortspecifieke criteria opgesteld waaraan de monitoringsinspanning dient te voldoen voordat de soort wordt opgenomen in de evaluatiematrix van het desbetreffende jaar (zie rekensheets in bijlagen).

**De referentie abundanties voor deze soorten behorende tot de meeuwen berusten enkel op waarnemingen in de maand Januari; alle andere waarnemingen buiten deze maand dienen buiten beschouwing te worden gelaten.*

	Mesohaliene zone	Polyhaliene zone	Mondingszone
Accipiter gentilis	1		
Accipiter nisus	5	2,2	3,8
Actitis hypoleucos	280	88	120
Alca torda			1,1
Alcedo atthis	3,2	1,4	2,6
Alle alle			1
Anas acuta	6800	340	160
Anas clypeata	150	50	84
Anas crecca	3100	180	490
Anas penelope	46000	4000	5100
Anas platyrhynchos	12000	5900	6800
Anas strepera	95	26	60
Anser albifrons	4600	900	17
Anser anser	53000	500	1200
Anser brachyrhynchus	4,4	3,5	
Anser caerulescens	2,8	0,6	
Anser erythropus			0,6
Anser serrirostris	290	700	130
Ardea cinerea	24	19	56
Ardea purpurea	0,8		
Arenaria interpres	50	220	620
Aythya ferina	23	10	70
Aythya fuligula	64	46	120
Branta bernicla	22	24	88
Branta leucopsis	830	50	130
Bucephala clangula	12	2,8	19
Calidris alba	1100	2200	1300
Calidris alpina	11000	15000	19000
Calidris canutus	220	680	4300
Calidris ferruginea	8,9	16	130
Calidris maritima			81
Calidris minuta	37	18	16
Calidris temminckii	2,1		1
Carduelis flavirostris	280	32	140

Charadrius alexandrinus	28	64	440
Charadrius dubius	7,4	3	4,3
Charadrius hiaticula	500	640	2400
*Chroicocephalus ridibundus**	590	1300	2400
Circus aeruginosus	73	5,9	10
Circus cyaneus	39	1,5	3,6
Circus pygargus	0,7		
Cygnus bewickii	12	1,3	1,3
Cygnus olor	5,3	3,7	4,7
Egretta alba	5,7		
Egretta garzetta	120	10	50
Eremophila alpestris		2,5	12
Falco peregrinus	7	2,6	4,2
Fulica atra	190	47	270
Gallinago gallinago	270	39	60
Gallinula chloropus	24	53	69
Gavia stellata	1	1	3,7
Haematopus ostralegus	2400	6300	11000
Haliaeetus albicilla	1,2	1,2	0,3
Himantopus himantopus	1,8		
*Hydrocoloeus minutus**			29
*Larus argentatus**	3200	840	9000
*Larus canus**	300	200	750
*Larus fuscus**	1,1		
*Larus marinus**	14	14	310
Limosa lapponica	1200	2100	1700
Limosa limosa	190	75	360
Melanitta fusca			2,7
Melanitta nigra			6
Mergus serrator	19	37	180
Morus bassanus			1,6
Numenius arquata	1600	2300	3300
Numenius phaeopus	61	33	110
Pandion haliaetus	2	1	1,3
Phalacrocorax carbo	160	94	210
Philomachus pugnax	47	11	99
Platalea leucorodia	180	17	15
Plectrophenax nivalis	14	37	53
Pluvialis apricaria	3300	3300	1800
Pluvialis squatarola	1600	1400	3000
Podiceps cristatus	56	46	480
Rallus aquaticus	8,6	1,5	1,4
Recurvirostra avosetta	720	390	500
*Rissa tridactyla**			43
Somateria mollissima	4,3	12	97
Stercorarius parasiticus			1,3
Tachybaptus ruficollis	11	7,7	40
Tadorna tadorna	4100	4600	6600
Tringa erythropus	810	69	210
Tringa glareola	6,8		
Tringa nebularia	160	110	96
Tringa ochropus	12	2,6	6,1
Tringa totanus	1200	1200	820

Uria aalge			6,9
Vanelus vanelus	8900	2900	2300

De rekenbladen achter deze tabel, zijn als Excel sheets toegevoegd bij deze bijlage: **'AI matrix watervogels Westerschelde v4.xlsx'**. Dit document bestaat uit verschillende tab-bladen. Hieronder volgt, per tab-blad, een bijschrift als leidraad voor de afleiding en berekening van de referentie intactness voor Vogels in de Westerschelde

Tab-blad 'Mesohaliene zone':
De evaluatie van de vogels geschiedt op basis van de Abundance Intactness index waarbij er van uit wordt gegaan dat de monitoring een representatief beeld geeft van de aanwezige vogel aantallen per soort. Dit wil niet zeggen dat alle vogels aanwezig ook worden waargenomen, want er zijn ook moeilijker waarneembare soorten waarvan slechts een bepaald percentage van de totaal aanwezige aantallen zal worden waargenomen tijdens inventarisatie, maar de methodiek gaat er van uit dat het aantal waarnemingen altijd een goede relatie vertoont met de totaal aanwezige populatie van die soorten. De te evalueren dichtheden zijn de jaarmaximum waargenomen aantallen per zone. De monitoringsinspanning wordt niet in de index als zodanig meegewogen omdat er van uit wordt gegaan dat een inventarisatie van een zone heeft plaats gevonden of niet, en dat een gedeeltelijke inventarisatie weinig zinvol is ten zij het de inventarisatie van een beperkt aantal soorten betreft (dan is het voor de geïnventariseerde soorten een nuttige inventarisatie maar zijn de data uiteraard niet bruikbaar voor de niet getelde soorten). Wat qua inspanning wel van belang is, is hoe zeker dat we kunnen zijn dat het jaarmaximum aantal inderdaad wordt waargenomen. Aangezien de piek in aantallen voor de verschillende soorten op een verschillend moment kan worden verwacht, kiezen we er voor hier soort-specifieke criteria mee te geven met betrekking tot het totale aantal inventarisaties dat op jaarbasis is uitgevoerd en de timing van die inventarisaties, om er voor te zorgen dat het waarschijnlijk is dat de jaarmaximum aantallen waargenomen voor dat jaar de werkelijke waar te nemen maximum aantallen in een jaar, zal benaderen. In de praktijk betekent dit dat voor een overwinterende trekvogel de eis zal worden gesteld dat minimaal een aantal keer in de winter dient te zijn geïnventariseerd voordat de soort in de evaluatie kan worden meegenomen.
In feite wordt het maximum aantal waargenomen vogels per jaar per zone geëvalueerd ten opzichte een referentie aantal. Het samenstellen van een referentiematrix is een combinatie van de analyse van historische gegevens en expert beoordeling. De referentie voor de Westerschelde is afgeleid van historische waarnemingen op basis van watervogeltellingen voor de periode 1987-2009.

- Op het tab-blad is eerst (A1-JE164) een matrix met de aantallen waargenomen exemplaren per soort per maand voor ieder jaar te vinden.
- Van hieruit wordt in de volgende matrix (JG1-KC164) ten eerste in rij 2 voor ieder jaar berekend hoeveel maanden er dat jaar is geïnventariseerd, en vervolgens per soort de maximum waargenomen aantallen per inventarisatie voor dat jaar (jaarmaximum aantal).
- De volgende matrix (KE1-KP164) geeft een overzicht van het gemiddeld aantal waargenomen exemplaren per soort per maand voor de gehele periode 1987-2009. Hiermee kan het belang van een maand voor het waarnemen van het jaarmaximum voor iedere soort worden bepaald.
  Vanuit de matrix JG1-KC164 worden jaren of een periode met de hoogste waargenomen aantallen geselecteerd, waarvan het gemiddelde en de standaardfout gaan dienen om de referentie abundantie te berekenen. Er wordt er naar gestreefd om ten minste 7 jaren te selecteren en liefst meer dan dat, maar in een aantal gevallen zijn toch minder jaren gebruikt (omdat wordt ingeschat dat er slechts een paar jaren zijn die het potentiële maximum van zo'n soort benaderen, of omdat een soort waarvan wel wordt aangenomen dat die

algemeen zou moeten kunnen voorkomen in het systeem, in de historische datareeks nauwelijks voor komt (expert beoordeling).
De resultaten worden weergegeven in matrix KS1-KV164 waarbij in kolom KS het aantal geselecteerde jaren wordt weergegeven (n), vervolgens de gemiddelde jaarmaximum aantallen voor die selectie (Kolom KT: Abundance), gevolgd door de standaarddeviatie voor de selectie (Kolom KU: Stdev) en de bijbehorende standaardfout (Kolom KV: SE).

- Aan de hand van het maximale gemiddelde jaarmaximum (Kolom KT) en de bijbehorende standaardfout (Kolom KV) wordt de referentie abundance (Ai) in kolom KY door de standaardfout van het berekende gemiddelde af te trekken. Kolom KX geeft aan dat het hier steeds om een beoordeling gaat van een referentieabundantie die dient te worden behaald voor een maximum score (aangeduid met ‘min’). In principe zouden er ook soorten kunnen zijn waarvoor een teveel als negatief zou kunnen worden beoordeeld, maar daar is voorlopig geen gebruik van gemaakt. Kolom KY geeft niet alleen de referentie abundantie, maar duidt voor die soorten die niet in de referentiematrix worden meegenomen aan waarom deze niet worden meegenomen. Het gaat dan steeds om ofwel exoten, of om soorten hier aangeduid als dwaalgast, want enkel aangeeft dat de soort als niet specifiek voor het buitendijkse deel van de desbetreffende zone wordt gezien. Niet tot op soort gedetermineerde exemplaren kunnen ook niet in de beoordeling worden meegewogen.
- Ten slotte is er in Kolom LA sprake van een soortspecifiek criterium waaraan de monitoring van het te beoordelen jaar dient te voldoen om de soort te mogen laten meewegen in de Intactness beoordeling. Het gaat hier naast het algemene criterium dat er dat jaar minimaal gedurende 5 maanden is geïnventariseerd, om bepaalde maanden of een bepaalde periode waarbinnen minimaal een aantal tellingen verricht dienen te zijn. Als niet aan dat criterium wordt voldaan, wordt verondersteld dat de kans groot is dat het waargenomen jaarmaximum aantal voor die soort een behoorlijke onderschatting zal zijn van het werkelijke waar te nemen maximum aantal voor dat jaar.
- In de kolommen LB en LC zijn voor enkele soorten nog extra opmerkingen geplaatst met betrekking tot de nomenclatuur, of karakteristieken van de monitoring (bv dat meeuwen enkel in Januari worden geteld en dat ook de Ai specifiek is voor tellingen enkel en alleen in Januari.

Tab-blad ‘Polyhaliene zone’:
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Mesohaliene zone.

Tab-blad ‘Mondingszone’:
De indeling van dit tab-blad volgt volledig die zoals beschreven voor de Mesohaliene zone.

3 Afleiding criterium sleutelsoorten broedvogels Zeeschelde + zijrivieren

Om nu criteria specifiek voor het buitendijkse estuariene deel van de Schelde af te leiden is de op basis van Maris et al. (2013) afgeleide minimum areaal aan intertidaal benodigd voor het goed functioneren van het systeem als uitgangspunt genomen. Het gaat hier om tabel 0-3 die tevens als basis dient voor de benthos referentie matrices (zie rekensheets Benthos Schelde + zijrivieren).

Tabel 3-3 Minimaal benodigd areaal aan schor + slik (in ha) voor het behalen van de GEP voor de zones van de Zeeschelde + zijrivieren zoals afgeleid van Maris et al., (2013).

	Saliniteits-gradiënt	Oligohaliene zone	Zoete zone Lang Verblijf	Zoete zone Kort Verblijf	Rupel	Durme
Totaal schor + slik	960	550	370	190	71	31

Het beschikbare areaal volgens de GEP is vervolgens ingedeeld volgens de in Piesschaert et al. (2007) voorgestelde verdeelsleutel van estuariene habitats voor het Meest Wenselijke Alternatief (MWeA-gebieden) waarbij er van uit is gegaan dat de verdeling 50-50% volgens de beheerde en onbeheerde situaties tot stand komt waarbij de intertidale delen in de Zone met een sterke Saliniteitsgradiënt brak zullen zijn, en die in de overige zones zoet. Hiermee valt het oppervlak onder GEP condities in te delen in oppervlaktes voor estuariene habitats zoals weergegeven in tabel 0-4.

Tabel 3-4 Totaal oppervlak (in ha) aan habitattype in de situatie van de aanwezigheid van het minimaal benodigde areaal aan schor en slik ingedeeld volgens Piesschaart et al. (2007) in de situatie van nieuw ontstaan areaal dat voor 50% wordt beheerd.

Habitat	Saliniteits-gradiënt	Oligoha-liene zone	Zoete zone Lang Verblijf	Zoete zone Kort Verblijf	Rupel	Durme	Totaal Zeeschelde + zijrivieren
Pioniervegetatie zoetwatergetijden systeem - 1130z1		110	74	38	14,2	6,2	242,4
Rietvegetatie zoetwatergetijden systeem – 1130z2		46,8	31,5	16,2	6,1	2,7	103,3
Verruigd riet zoetwatergetijden systeem – 1130z3		13,8	9,3	4,8	1,8	0,8	30.5
Ruigtekruiden zoetwatergetijden systeem – 1130z4		19,3	13	6,7	2,5	1,1	42,6
Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten – 1140	489,6	280,5	188,7	96,9	36,2	15,8	1107,7
Wilgenvloedbos – 91E0-SalE		79,8	53,7	27,6	10,3	4,5	175,9
Pioniers van slik- en zandgebieden (Salicornia ea) – 1310	192						192

Atlantische schorren; buitendijks begraasd schor – 1330b1	139,2						139,2
Atlantische schorren; buitendijks rietschor – 1330b2	139,2						139,2

Met behulp van de beschrijvingen per IHD soort in Piesschaert et al. (2007) waar aantallen broedparen per 100 ha worden gegeven voor bepaalde habitattypen (optimaal broedhabitat) kan de potentie van de buitendijkse gebieden van de Zeeschelde + zijrivieren worden berekend. De sommatie van de aantallen per zone en habitat levert dan de specifieke buitendijkse potentie voor de Zeeschelde + zijrivieren (Tabel 0-5) hetgeen hier als streefwaarde voor sleutelsoorten wordt gehanteerd.

Tabel 3-5 Berekend criterium aantal broedparen sleutelsoorten voor de buitendijkse gebieden van de Zeeschelde + zijrivieren als geheel.

IHD soort	Broedparen in geschikt habitat (bp/100ha)	Habitats	Totaal oppervlak (ha)	Criterium sleutelsoor-ten (in bp)
Baardmannetje	5	1130z2, 1130z3,1330b2	273	14
Blauwborst	66	1130z3, 1130z4, 1330b2	212,3	140
Bruine kiekendief	4	1130z2, 1130z3, 1330b2	273	11
Dodaars	6	1130z1, 1310	434,4	26
Grote Karekiet	11	1130z2, 1330b2	242,5	27
Grutto	33	-	0	0
Kluut	100	1330b1	139,2	139
Kwak	5	91E0-SalE	175,9	9
Kwartelkoning	2	1130z2	103,3	2
Lepelaar	8	91E0-SalE	175,9	14
Paapje	3	1130z2	103,3	3
Porseleinhoen	5	1130z4	42,6	2
Purperreiger	6	91E0-SalE	175,9	11
Rietzanger	50	1130z3, 1130z4, 1330b2	212,3	106
Roerdomp	2	1130z2, 1130z3,1330b2	273	5
Scholekster	16	1130z1, 1310, 1330b1	573,6	92
Slobeend	11	1330b1	139,2	15
Snor	8	1330z2, 1130z3, 1330b2	273	22
Tureluur	8	1310, 1330b1	331,2	26
Woudaap	2	1130z1, 1310	434,4	9
Zomertaling	2	1130z2, 1330b2	242,5	5

Aangezien de bepaling van de geschiktheid van habitats voor broedvogels in de GEP situatie onzekerheden vertoont en afhankelijk is van het beheer, waarbij de IHD voor de broedvogels ook binnendijks of in combinatie met binnendijkse gebieden kan worden gehaald, worden de sleutelsoorten niet enkel positief beoordeeld wanneer de genoemde aantallen (criteria) worden gehaald, maar ook wanneer deze niet worden gehaald maar er wel sprake is van een toenemende trend voor het aantal broedparen.

4 Opstelling van referentiematrices voor benthos

Voor de beoordeling van de Intactness van het benthos wordt gebruik gemaakt van de Occurrence Intactness index waarbij de gerealiseerde trefkans wordt beoordeeld, zoals beschreven in de algemene inleiding. Daar de potenties voor benthos soorten in het systeem volledig afhankelijk zijn van de aanwezigheid, distributie en arealen aan niches, zo veel mogelijk benaderd door het ecotopenstelsel, en de huidige benthos monitoring volledig op het ecotopensysteem is afgestemd, is het voor de hand liggend dat de ecotopen constitutie leidend zal zijn voor de te hanteren referentiematrix. De Intactness evaluatie voor benthos wordt daarom per ecotoop, per Scheldezone uitgevoerd in de Westerschelde.
In de Zeeschelde, waar de oppervlakte per ecotoop per zone (en dus ook het aantal monsters) kleiner wordt, is geopteerd om de evaluatie per zone uit te voeren, rekening houdend met de gewenste ecotoopverdeling binnen elke zone.

Vanwege de verschillen in de databeschikbaarheid, monitoringsmethodiek en –frequentie en de mate en aard van verstoring van het gedeelte van het estuarium zijn er verschillen in de totstandkoming van de referentiematrices voor het Vlaamse en het Nederlandse gedeelte van het estuarium.

4.1 Benthos Westerschelde

In de Westerschelde wordt de intactness van benthos geëvalueerd per ecotoop, per zone. Een globale beoordeling per zone (uiteraard rekening houdend met de ecotoopverdeling) is in tegenstelling tot de Zeeschelde, voor de Westerschelde nog niet mogelijk. Voor zo'n globale beoordeling per zone is immers als basis de gewenste ecotopenverdeling vereist. Bij de bepaling van de ecotoop arealen in de Referentiematrices en Ecotoop-oppervlaktes rapportage (Maris et al., 2013), konden de arealen voor de Westerschelde nog niet vastgesteld worden.
Een beoordeling in de Westerschelde per ecotoop, per zone geniet daarom de voorkeur. De oppervlakte van elk ecotoop is voldoende groot om over voldoende staalnamepunten te beschikken voor een goede intactness evaluatie.

Daar ter beoordeling niet enkel een referentie trefkans (occurrence) maar ook de variatie ten gevolgen van natuurlijke verspreidingspatronen (standaard error) van belang is, is ter identificatie van de referentiesoorten en hun gewenste occurrence gebruik gemaakt van de MWTL (voorheen BIOMON) monitoring gegevens van 1992-2009. Vanuit deze gegevens is per soort de gerealiseerde trefkans per ecotoop per jaar berekend. Van daar uit is de optimum trefkans afgeleid (bestaande uit een occurrence met standaard error) door het gemiddelde te berekenen voor een selectie van hoog scorende jaren of een hoog scorende periode. Op basis van aanvullende literatuur en naar inzicht is nagegaan of soorten die voor zones dan wel ecotopen nauwelijks zijn aangetroffen, daar wel worden verwacht of wellicht daar niet structureel thuis horen. Voor een aantal soorten is ook besloten de gewenste trefkans te verhogen naar waarden boven de observaties binnen MWTL (veelal omdat bekend was dat de historische populatie omvang groter is geweest). Ook kon vaak op basis van voorkomen in bepaalde ecotopen worden ingeschat of de soort ook niet in andere ecotopen dan wel zones zou horen voor te komen (ondanks dat hij daar niet of nauwelijks was aangetroffen) daarbij zijn zoveel mogelijk gerealiseerde trefkansen met bijbehorende variatie overgenomen uit andere ecotopen dan wel zones om deze soort specifieke waarden zo natuurgetrouw mogelijk in te vullen. Alle soorten uit de matrices (versie v3) zijn in overweging genomen, maar soorten die naar verwachting ook onder optimale omstandigheden nauwelijks zullen worden aangetroffen met een realistische monitoringsinspanning, zijn niet geschikt voor opname in de referentiematrix.

Op basis van een vastgestelde gemiddelde trefkans en standaard deviatie bij een bepaalde steekproefgrootte voor ieder monster dat er wordt genomen, kan de trefkans en standaard deviatie worden bepaald voor iedere steekproefgrootte door deze met het aantal monsters te vermenigvuldigen (er van uit gaande dat het monsteroppervlak per monster, voor MWTL 0.015 m2, niet wordt veranderd). De bijbehorende standaard error kan nu worden berekend volgens $SE = SD/(2(n-1))^{0,5}$.
De referentie occurrence voor soort i (Ri) bij de genoemde steekproefgrootte, is nu de occurrence min de standaard error indien een bepaalde occurrence onder optimum condities dient te worden gehaald (min), of de occurrence plus de standaard error indien een bepaalde occurrence onder optimum condities niet behoort te worden overschreden (max).
De huidige methodiek waarin rekening wordt gehouden met de bemonsteringsinspanning vraagt wel dat bij iedere evaluatie een referentiematrix wordt berekend behorende bij de gerealiseerde bemonsteringsinspanning per ecotoop.
Om aan voldoende monsters per ecotoop x zone combinatie te komen wordt de Occcurrence Intactness index score berekend voor gecombineerde periodes van 6 jaar waarbij de trend in het voortschrijdend 6-jaarlijkse gemiddelde zal worden geëvalueerd, die voor een positieve beoordeling niet mag dalen.
Tabel 5-2 toont de Referentie occurrence matrix zoals berekend op basis van de monitoringsinspanning in het jaar 2012 (geëxtrapoleerd naar een periode van 6 jaar) uitgaande van het MWTL monitoring programma. De soortenlijst staat in principe vast (kan natuurlijk bij voortschrijdend inzicht worden aangepast maar dan dienen alle voorgaande jaren ook weer met de nieuwe lijst te worden beoordeeld om het vergelijkbaar te houden), waarbij de Ri scores aanduiden of de soort in de evaluatie van dat jaar voor de desbetreffende zone worden meegenomen. Uiteraard dient voor evaluatie de actuele bemonsteringsinspanning per jaar te worden gebruikt en de best bijpassende ecotopenkaart (idealiter ieder jaar een eigen kaart).

Tabel 5-2 Referentie Occurrence matrix met Ri waarden voor de te beoordelen ecotopen voor de zones van de Westerschelde (oorspronkelijke indeling in een mondingszone, polyhaliene zone en mesohaliene zone – v3) op basis van de MWTL monitoring geëxtrapoleerd naar een periode van 6 jaar. Min/max geeft aan aan welke zijde van het optimum interval er dient te worden getoetst (min = onderzijde waar wordt getoetst of deze waarde wordt gehaald; max = bovenzijde waar wordt getoetst in hoeverre deze waarde wordt overschreden).
Let wel, er dient te worden nagegaan of het gerealiseerde aantal monsters gedurende de te evalueren periode van 6 jaar overeen komt met het voorziene aantal van 90 + 36 + 78 + 78 + 30 + 30 monsters in het Mondingsgebied, 54 + 36 + 42 + 72 + 30 + 36 monsters in de Polyhaliene zone en 120 + 0 + 120 + 240 + 60 + 60 monsters in de Mesohaliene zone voor respectievelijk de ecotopen Hoogdynamisch sublitoraal (HDsub) + Hoogdynamisch litoraal (HDlit) + Laagdynamisch laaggelegen litoraal (LDllit) + Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal (LDmlit) + Laagdynamisch hooggelegen litoraal (LDhlit) + Laagdynamisch sublitoraal (LDsub). De Ri per soort x ecotoop x zone behorende bij het gerealiseerde aantal monsters kan worden berekend op basis van de referentietrefkans met bijbehorende standaard error (zie rekenblad in het bijgevoegde 'OI matrix benthos Westerschelde v4.xls bestand).

Ri (MWTL 2012*)		Hoogdynamisch sublitoraal (HDsub)		
	Min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Abludomelita obtusata	min	3,97		
Abra alba	min	18,30	10,47	
ACTINIARIA	min	3,36	1,15	
Phyllodoce sp.	min	5,80	1,11	
Aora typica	min	4,66		
Arenicola marina	min	1,16	1,78	4,21
Aricidea minuta	min	2,45		
Asterias rubens	min	2,75	1,16	
Autolytus	min	3,69	1,16	1,34
Bathyporeia pelagica	min	2,59	1,11	3,24
Bathyporeia pilosa	min	3,02	2,75	46,57
Capitella capitata	min	7,81	3,85	22,08
Capitella capitata	max	12,05	7,02	28,45
Caprellidae	min	2,74	1,39	
Carcinus maenas	min	5,62	2,86	8,03
Cerastoderma edule	min	2,87	1,99	3,62

Corophium acherusicum	min	3,97	0[1]	
Corophium arenarium	min			3,25
Corophium insidiosum	min		0[1]	3,16
Apocorophium lacustre	min	3,02		3,09
Corophium volutator	min			10,67
Crangon crangon	min	5,70	2,75	4,09
Cyathura carinata	min		0[1]	17,08
Eteone	min	3,03	2,92	16,80
Eteone	max	5,97	5,78	22,58
Eumida spp.	min	3,63	1,98	
Eurydice pulchra	min	3,59	5,87	14,77
Gammarus salinus	min	0[1]	0,92	5,34
Gastrosaccus spinifer	min	13,71	9,95	8,09
Gattyana cirrosa	min	2,21	0[1]	
Glycera spp.	min	3,18	0,80	0[1]
Harmothoe	min	3,93	1,19	3,52
Haustorius arenarius	min	0[1]	4,70	25,68
Heteromastus filiformis	min	24,41	20,54	76,50
Heteromastus filiformis	max	30,64	25,75	83,84
Peringia ulvae	min	2,40	1,13	15,70
Lanice conchilega	min	4,80	1,44	
Lepidonotus squamatus	min	0,99	1,98	
Macoma balthica	min	8,36	10,59	20,52
Magelona papillicornis	min	6,11	1,29	
Malmgreniella lunulata	min	1,28	0,59	
Melita palmata	min	0[1]	2,48	
Mesopodopsis slabberi	min	5,56	5,32	14,03
Microdeutopus	min		0[1]	0,72
Microphthalmus fragilis	min	0[1]	0[1]	
Kurtiella bidentata	min	1,28	0,68	2,16
Mytilus edulis	min	5,95	2,35	10,19
NEMERTEA	min	3,41	2,60	4,44
Neoamphitrite figulus	min	3,18		
Neomysis integer	min		0[1]	4,19
Nephtys caeca	min	5,68	2,10	2,27
Nephtys cirrosa	min	24,21	17,63	1,45
Nephtys hombergii	min	16,30	5,77	0,59
Hediste diversicolor	min	3,93	0[1]	4,98
Eunereis longissima	min	2,78	0[1]	
Alitta succinea	min	1,13	1,94	12,79
Notomastus latericeus	min	2,90		
OLIGOCHAETA	min	16,72	4,19	11,08
OLIGOCHAETA	max	22,30	7,45	16,02
Ophelia limacina	min	2,46	1,96	
Ophiura	min	3,07		
Ostrea edulis	min	2,25	1,11	
Paradoneis fulgens	min	1,17	1,42	
Parajassa pelagica	min		0[1]	0,72
Parapleustes assimilis	min	0,51	1,13	5,56
Lagis koreni	min	1,28	0[1]	
Pholoe minuta	min	1,50		
Pleusymtes glaber	min	0,00	1,62	4,57
Polydora cornuta	min	4,57	3,47	16,40
Pontocrates altamarinus	min	4,27	0[1]	1,97
Praunus flexuosus	min			0,63

Pygospio elegans	min	2,92	2,55	16,14
Schistomysis kervillei	min	0[1]	0[1]	
Scolelepis squamata	min	3,14	1,16	
Scoloplos armiger	min	23,62	6,47	
Scrobicularia plana	min	0,52	0[1]	0,72
Spio martinensis	min	22,74	8,07	13,34
Spiophanes bombyx	min	10,08	1,78	1,25
Spisula subtruncata	min	4,03		
Stenothoe marina	min	0,51	0[1]	0,86
Sthenelais boa	min	3,33		
Streblospio shrubsolii	min	4,31	1,48	8,76
Urothoe poseidonis	min		0,74	3,53
Venerupis senegalensis	min	1,53		

Ri (MWTL 2012*)		Hoogdynamisch litoraal (HDlit)		
	Min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Abra alba	min	6,62	12,98	
Phyllodoce sp.	min	2,39	1,79	
Arenicola marina	min	3,51	8,87	
Assiminea grayana	min	0[1]	0,91	0[1]
Bathyporeia pilosa	min	6,27	14,51	0[1]
Bathyporeia sarsi	min	1,53	5,45	
Capitella capitata	min	4,12	5,76	0[1]
Capitella capitata	max	7,17	9,31	0[1]
Carcinus maenas	min	6,28	8,90	0[1]
Cerastoderma edule	min	4,34	8,64	0[1]
Corophium arenarium	min	6,30	9,22	0[1]
Corophium volutator	min	3,64	9,53	0[1]
Crangon crangon	min	5,40	9,93	0[1]
Cyathura carinata	min		5,80	0[1]
Eteone	min	6,80	13,82	0[1]
Eteone	max	10,24	18,18	0[1]
Eurydice pulchra	min	0,00	6,82	0[1]
Gastrosaccus spinifer	min	1,41	7,60	
Gattyana cirrosa	min	1,11	0,72	
Glycera spp.	min	1,11	1,58	
Haustorius arenarius	min	0,50	7,10	0[1]
Heteromastus filiformis	min	14,63	19,55	0[1]
Heteromastus filiformis	max	17,97	23,79	0[1]
Peringia ulvae	min	7,84	15,11	0[1]
Lanice conchilega	min	0,69		
Littorina spp.	min	0[1]	0,91	0[1]
Macoma balthica	min	17,71	18,55	0[1]
Magelona papillicornis	min	5,20		
Malacoceros	min	3,15		
Mesopodopsis slabberi	min		3,03	0[1]
Kurtiella bidentata	min	1,95	0,99	0[1]
Mytilus edulis	min	0,62	1,17	
NEMERTEA	min	3,36	6,76	0[1]
Nephtys caeca	min		0[1]	
Nephtys cirrosa	min	5,78	8,90	
Nephtys hombergii	min	5,55	6,10	0[1]
Hediste diversicolor	min	9,28	12,25	0[1]
Alitta succinea	min	2,30	7,41	0[1]

OLIGOCHAETA	min	13,61	11,38	0[1]
OLIGOCHAETA	max	17,06	15,62	0[1]
Ophelia limacina	min	0[1]		
Ophelia rathkei	min		0,72	
Paradoneis fulgens	min	1,79	5,71	
Parapleustes assimilis	min			0[1]
Polydora cornuta	min	3,53	5,67	0[1]
Pontocrates altamarinus	min	0[1]		
Pygospio elegans	min	11,73	17,84	0[1]
Retusa obtusa	min	6,28	4,35	
Scolelepis squamata	min	1,07		
Scoloplos armiger	min	10,59	10,33	
Scrobicularia plana	min	8,22	6,82	0[1]
Spio martinensis	min	11,48	14,62	0[1]
Spiophanes bombyx	min	1,41	0,51	0[1]
Spisula subtruncata	min	0,50		
Streblospio benedicti	min			0[1]
Streblospio shrubsolii	min	1,52	3,40	0[1]
Urothoe poseidonis	min	2,52	0,91	0[1]

Ri (MWTL 2012*)		Laagdynamisch laag litoraal (LDllit)		
	Min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Phyllodoce sp.	min		3,12	
Arenicola marina	min		3,61	
Assiminea grayana	min	2,49	1,06	32,24
Bathyporeia pilosa	min	12,09	8,40	49,36
Capitella capitata	min	4,26	11,60	7,07
Capitella capitata	max	7,74	16,40	11,39
Carcinus maenas	min	10,55	5,19	16,97
Cerastoderma edule	min	31,35	14,19	23,37
Corophium arenarium	min	18,34	10,36	31,64
Corophium multisetosum	min			31,64
Corophium volutator	min	5,81	2,73	18,12
Crangon crangon	min	25,19	6,44	18,12
Cyathura carinata	min		3,12	11,53
Eteone	min	22,86	6,44	31,64
Eteone	max	29,14	10,36	38,95
Eurydice pulchra	min		1,35	5,17
Gastrosaccus spinifer	min	16,59	8,35	10,82
Glycera spp.	min	5,20	1,94	
Haustorius arenarius	min			8,56
Heteromastus filiformis	min	27,39	20,00	88,03
Heteromastus filiformis	max	33,66	24,80	94,82
Peringia ulvae	min	17,92	12,93	11,53
Lanice conchilega	min	3,58		
Littorina spp.	min	2,49	1,06	4,26
Macoma balthica	min	35,72	22,85	108,61
Magelona papillicornis	min	5,20		
Mesopodopsis slabberi	min		3,12	
Kurtiella bidentata	min	5,81		
NATANTIA	min		3,12	
NEMERTEA	min	12,95	1,35	5,17
Nephtys cirrosa	min	30,90	13,35	8,56
Nephtys hombergii	min	8,01	6,48	

Hediste diversicolor	min	40,02	6,44	24,28
OLIGOCHAETA	min	20,78	10,36	11,53
OLIGOCHAETA	max	26,70	14,84	16,70
Polydora cornuta	min	17,92	2,73	26,40
Pygospio elegans	min	39,26	25,72	22,40
Retusa obtusa	min	21,04	3,33	
Scoloplos armiger	min	38,35	11,68	
Scrobicularia plana	min	14,56	3,12	7,07
Spio martinensis	min	17,92	9,74	14,20
Spiophanes bombyx	min	4,26	2,73	7,07
Streblospio benedicti	min		3,12	16,29
Streblospio shrubsolii	min	8,19	2,73	9,54
TANAIDACEA	min	4,26		
Ri (MWTL 2012*)		Laagdynamisch midden litoraal (LDmlit)		
	Min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Abra alba	min	31,45	25,68	90,33
Phyllodoce sp.	min	19,83		
Arenicola marina	min	23,95	27,42	41,74
Assiminea grayana	min	2,87	2,60	74,75
Bathyporeia pelagica	min	5,81	5,29	48,49
Bathyporeia pilosa	min	32,55	28,48	156,79
Bathyporeia sarsi	min	16,17	19,18	
Bembidion laterale	min	4,26	3,86	15,42
Capitella capitata	min	3,92	26,89	15,48
Capitella capitata	max	7,22	33,11	21,44
Carcinus maenas	min	31,45	20,16	
Cerastoderma edule	min	35,83	25,28	48,68
Corophium arenarium	min	17,42	22,37	105,19
Corophium volutator	min	22,95	23,53	136,93
Crangon crangon	min	30,90	28,94	88,44
Cumopsis goodsiri	min	18,16	21,08	
Cyathura carinata	min	1,45	38,08	151,82
Eteone	min	41,01	35,72	120,10
Eteone	max	47,30	41,82	131,33
Eurydice pulchra	min	16,69	16,21	87,83
Gastrosaccus spinifer	min	4,73	3,86	20,53
Glycera spp.	min	4,50	4,09	
Haustorius arenarius	min	4,69	14,30	61,21
Heteromastus filiformis	min	40,54	48,68	193,74
Heteromastus filiformis	max	46,82	54,18	202,13
Peringia ulvae	min	38,35	38,42	148,93
Lanice conchilega	min	13,00		
Littorina spp.	min	2,87	2,60	10,78
Macoma balthica	min	66,13	47,36	197,36
Magelona papillicornis	min	5,24		
Malacoceros	min	13,79		
Malmgreniella lunulata	min	4,26		
Manayunkia aestuarina	min			13,23
Kurtiella bidentata	min	12,47		
NATANTIA	min	7,60	1,87	
NEMERTEA	min	21,04	16,88	29,13
Neomysis integer	min			18,51
Nephtys caeca	min		1,67	
Nephtys cirrosa	min	19,34	21,08	

Nephtys hombergii	min	28,04	29,56	16,83
Hediste diversicolor	min	44,88	39,33	160,12
Alitta succinea	min	13,04	16,07	69,31
OLIGOCHAETA	min	47,42	28,91	48,73
OLIGOCHAETA	max	53,52	35,09	57,94
Ophelia limacina	min	4,69		
Ophelia rathkei	min	7,09		
Paradoneis fulgens	min	11,29	6,46	
Polydora cornuta	min	19,83	18,19	74,68
Pontocrates altamarinus	min		3,24	
Pygospio elegans	min	46,93	50,75	163,70
Retusa obtusa	min	21,04	6,34	
Scolelepis squamata	min	16,71	7,47	
Scoloplos armiger	min	34,24	14,30	
Scrobicularia plana	min	29,83	21,05	58,78
Spio filicornis	min	2,66	1,18	3,60
Spio martinensis	min	33,15	27,75	15,42
Spiophanes bombyx	min	12,09		
Streblospio benedicti	min		3,68	36,79
Streblospio shrubsolii	min	7,09	13,42	63,56
TANAIDACEA	min	4,97		
Urothoe poseidonis	min	3,30		
Venerupis senegalensis	min	4,69		

Ri (MWTL 2012*)		Laagdynamisch hoog litoraal (LDhlit)		
	Min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Abra tenuis	min	3,47	2,36	
Phyllodoce sp.	min	3,75	2,80	
Arenicola marina	min	14,65	9,21	12,53
Assiminea grayana	min	0,74	0,74	17,15
Bathyporeia pilosa	min	12,19	17,47	41,35
Bathyporeia sarsi	min	4,04	9,21	
Bembidion laterale	min	1,22	1,22	3,08
Capitella capitata	min	6,52	4,34	2,81
Capitella capitata	max	10,15	7,66	5,76
Carcinus maenas	min	6,72	6,72	
Cerastoderma edule	min	15,15	14,31	5,61
Corophium arenarium	min	22,03	18,88	23,84
Corophium volutator	min	5,20	8,03	33,90
Crangon crangon	min	6,97	4,37	11,42
Cyathura carinata	min	2,22	4,93	30,92
Eteone	min	20,23	20,72	22,46
Eteone	max	23,77	24,28	28,06
Eurydice pulchra	min	10,47	10,47	20,56
Gastrosaccus spinifer	min	1,67	1,36	
Haustorius arenarius	min		4,93	19,37
Heteromastus filiformis	min	15,90	14,56	43,59
Heteromastus filiformis	max	19,81	18,55	48,32
Peringia ulvae	min	10,60	16,02	30,51
Lanice conchilega	min	0,68		
Littorina spp.	min	0,74	0,74	2,03
Macoma balthica	min	27,14	19,93	35,16
Malacoceros	min	6,72		
Manayunkia aestuarina	min	1,22	1,36	3,79

Kurtiella bidentata	min	2,02		
Mytilus edulis	min	3,14		
NEMERTEA	min	8,11	9,54	8,29
Nephtys caeca	min	4,34		
Nephtys cirrosa	min	2,02	8,03	
Nephtys hombergii	min	6,97	4,34	4,83
Hediste diversicolor	min	21,55	12,96	40,30
Alitta succinea	min		6,65	10,97
OLIGOCHAETA	min	15,90	4,75	14,59
OLIGOCHAETA	max	19,81	8,11	19,70
Ophelia limacina	min	2,36		
Ophelia rathkei	min	1,36		
Paradoneis fulgens	min	4,34	1,36	
Polydora cornuta	min	6,52	7,10	6,57
Pygospio elegans	min	19,63	15,61	40,94
Retusa obtusa	min	8,06	3,47	
Scolelepis squamata	min	3,39	2,36	
Scoloplos armiger	min	11,58	6,34	5,55
Scrobicularia plana	min	17,00	5,72	10,90
Spio filicornis	min	1,09	0,52	0,99
Spio martinensis	min	7,10	1,75	1,76
Spiophanes bombyx	min	4,93		
Streblospio shrubsolii	min	1,75	1,75	13,78
Urothoe poseidonis	min	0,00	2,02	

Ri (MWTL 2012*)		Laagdynamisch sublitoraal (LDsub)		
	Min/max	Mondingszone (Mond)	Polyhaliene zone (Poly)	Mesohaliene zone (Meso)
Phyllodoce sp.	min	4,86		
Arenicola marina	min		8,72	11,88
Bathyporeia pilosa	min		9,05	20,11
Capitella capitata	min	4,00	5,88	10,21
Capitella capitata	max	7,11	9,55	14,79
Caprellidae	min	0,98	1,29	
Carcinus maenas	min	3,69	3,92	
Cerastoderma edule	min	5,76	8,27	1,48
Cerastoderma glaucum	min		0,68	1,48
Corophium acherusicum	min	1,09		
Corophium arenarium	min	1,05	4,85	3,27
Corophium multisetosum	min			15,05
Corophium volutator	min		3,03	1,30
Crangon crangon	min	5,34		1,16
Cyathura carinata	min		1,52	2,97
Eteone	min	6,20	10,72	3,44
Eteone	max	9,80	15,00	6,56
Eumida spp.	min	4,93	1,17	
Eurydice pulchra	min	3,66	4,55	9,02
Gastrosaccus spinifer	min	1,81	4,55	
Haustorius arenarius	min		5,02	4,88
Heteromastus filiformis	min	10,71	18,83	39,80
Heteromastus filiformis	max	14,68	23,17	44,91
Peringia ulvae	min	0,74	8,02	6,57
Lanice conchilega	min	6,97		
Macoma balthica	min	8,76	9,01	25,87
Magelona papillicornis	min	8,10		

Malmgreniella lunulata	min	1,22		
Mesopodopsis slabberi	min	0,74	1,29	8,67
Microdeutopus	min			3,79
Microphthalmus fragilis	min	1,22	1,58	
Kurtiella bidentata	min	2,06		
Mytilus edulis	min		4,66	
NEMERTEA	min	3,14	4,35	4,25
Nephtys caeca	min	0[1]		
Nephtys cirrosa	min	12,39	8,66	1,46
Nephtys hombergii	min	6,89	2,43	
Hediste diversicolor	min	2,86	6,16	3,79
Alitta succinea	min	2,56		
OLIGOCHAETA	min	5,00	6,59	1,30
OLIGOCHAETA	max	8,34	10,35	3,50
Ostrea edulis	min	0[1]	0,58	
Paradoneis fulgens	min	1,92	0,91	
Polydora cornuta	min	3,06		
Pontocrates altamarinus	min	0,74		
Pygospio elegans	min	4,69	10,33	3,83
Schistomysis kervillei	min	0[1]		
Scolelepis squamata	min	3,26	2,24	
Scoloplos armiger	min	13,00	8,78	6,59
Scrobicularia plana	min	2,06	1,07	0,82
Spio martinensis	min	8,79	8,57	3,79
Spiophanes bombyx	min	8,11	1,29	
Spisula subtruncata	min	3,06		
Streblospio shrubsolii	min	1,79	2,28	3,79
Urothoe poseidonis	min	0,98	1,42	
Venerupis senegalensis	min	0,74		

[1]De desbetreffende soort wordt bij de voorziene monitoringsinspanning voor de desbetreffende ecotoop x zone combinatie niet in de referentiematrix opgenomen omdat het aantal monsters ontoereikend is; bij een eventueel groter aantal beschikbare monsters is het mogelijk dat de soort alsnog in de referentiematrix dient te worden opgenomen (wanneer de berekende Ri behorende bij de monitoringsinspanning groter of gelijk is aan 0,5).

De rekenbladen achter deze tabellen, zijn als Excel sheets toegevoegd bij deze bijlage: **'Ol matrix benthos Westerschelde v4.xlsx'**. Dit document bestaat uit verschillende tab-bladen. Hieronder volgt, per tab-blad, een bijschrift als leidraad voor de afleiding en berekening van de referentie intactness voor Benthos in de Westerschelde

Tab-blad 'Rekenbl gewenste trefk obv MWTL':
De evaluatie van het benthos geschiedt op basis van de Occurence Intactness index waarbij in feite de trefkans van soorten in ecotopen wordt geëvalueerd ten opzichte een referentie trefkans. Het samenstellen van een referentiematrix is een combinatie van de analyse van historische gegevens en expert beoordeling. De referentie voor de Westerschelde is voornamelijk afgeleid van historische waarnemingen op basis van het MWTL (voorheen BIOMON) benthos monitoring programma waarvoor historische data beschikbaar zijn voor de periode 1992-2009 (oudere data kende een andere methodiek en zijn zodoende buiten beschouwing gelaten). Per soort wordt de trefkans per ecotoop per zone per jaar bepaald zodat een reeks aan trefkansen wordt verkregen. In principe wordt een reeks aan jaren met een hoge gerealiseerde trefkans als referentie gebruikt. Wanneer de bemonsteringsdichtheid (aantal monsters per jaar) niet groot is wordt ook wel een selectie van afzonderlijke jaren met grote gerealiseerde trefkans als referentie gebruikt. Er is naar gestreefd om ten minste 3 jaren in de referentie te betrekken en het totaal aantal monsters waarop de referentie wordt gebaseerd groter dan 7 en liefst ook groter dan 10 te laten zijn. Door gebruik te maken van werkelijke data kan ook een natuurlijke standaard error voor de trefkans worden afgeleid.

- Op het tab-blad is eerst (A1-T20) een matrix met de aantallen beschikbare historische benthos monsters per ecotoop x zone x jaar te vinden.
- Deze matrix wordt gevolgd door een invulmatrix (V1-AO20) die standaard leeg is, maar waar de gerealiseerde aantallen observaties (occurrences) per ecotoop x zone x jaar kunnen worden ingevuld (men dient hier dus het aantal monsters waarin de soort is aangetroffen in te vullen).
- De volgende matrix (AQ1-BJ20) geeft dan de gerealiseerde trefkans voor iedere ecotoop x zone x jaar combinatie.
- De matrix BL1-BN20 dient vervolgens handmatig te worden ingevuld (expert beoordeling), en daarin wordt een overzicht gemaakt van de periodes of afzonderlijke jaren die voor de desbetreffende soort (per ecotoop x zone combinatie) gaan dienen als referentie (of wordt besloten dat onder referentie condities de desbetreffende soort niet voor komt of enkel met zeer lage trefkans). Er wordt aangegeven hoeveel monsters de geselecteerde referentie in totaal betreft (kolom BM: samples) en in hoeveel van die monsters de desbetreffende soort is aangetroffen (kolom BN: presence). Deze resultaten zijn naar het volgende tab-blad gekopieerd.

Tab-blad 'Rekenbl Ri afhankelijk n & SE':
Op dit tab-blad zijn alle geselecteerde resultaten verkregen zoals hierboven beschreven verzameld. De kolommen E-J geven in feite alle geselecteerde historische piek-occurrence weer, waarbij is aangegeven om welke soort het gaat (E) in welk ecotoop (F) en welke zone (G), gevolgd door de geselecteerde jaren (H), het totaal aan monsters in de referentie betrokken (I: n) en het aantal monsters van die referentie waarin de soort is aangetroffen (J: pres). Deze kolommen worden voorafgegaan door 3 dummy reeksen van opeenvolgende nummers (A: nr), eentjes (B: pres) en nulletjes (C: abs), enkel daar omdat formules op het tab-blad gebruik maken van deze reeksen.

- Boven genoemende matrix vervolgd in de kolommen K-M waarin respectievelijk voor iedere soort x ecotoop x zone combinatie de voor de selectie gemiddelde trefkans (K: avg), de standaarddeviatie (L: stdev) en de daarbij behorende standaard fout (M: se) wordt berekend. Het is frequent voorkomend dat voor ecotoop x zone combinaties een soort gedurende de MWTL monitoring niet is aangetroffen, maar dat er wordt ingeschat (expert beoordeling) dat de soort er wel wordt verwacht, bv omdat de soort in de aangrenzende zones wel in het desbetreffende ecotoop is waargenomen, of omdat de soort in die zone wel in de aangrenzende ecotopen is aangetroffen. In die gevallen is een aangrenzende occurrence (totaal aantal monster + gerealiseerd aantal monsters waarin de soort is aangetroffen) overgenomen van een dergelijke aangrenzende situatie. In kolom H is dan vermeld wat als referentie heeft gediend.
- De daar op volgende matrix (O-S: Adjusted) is enkel gebruikt wanneer is ingeschat (expert beoordeling) dat de referentietrefkans toch hoger behoort te zijn dan aangetroffen in de historische data. Deze kolommen zijn voor een kleine selectie aan soorten gebruikt. De gerealiseerde historische trefkans is veelal vermenigvuldigd met 2 of 4 waaruit dan weer een gemiddelde trefkans met bijbehorende standaarddeviatie en standaardfout rollen.
- Vanuit de referentiewaarde kan in principe voor iedere bemonsteringsinspanning worden berekend wat de verwachte trefkans (occurrence) met bijbehorende standaarddeviatie en standaardfout onder de (vastgestelde) referentie condities zal zijn. De kolommen U-Z geven de berekende referentie weer voor een situatie waarbij in iedere ecotoop x zone combinatie, 25 monsters van 0,015 m^2 (standaard monsteroppervlak in MWTL) worden genomen. (Kolom Z geeft ook nog eens de berekende bijbehorende effect size (d), enkel benodigd wanneer men wil gaan berekenen hoeveel monsters er nodig zijn om een soort met een

bepaalde kans aan te kunnen treffen, bv via een Power analyse; hier is nu verder niets mee gedaan).
(Het berekenen van de referentie occurrence bij een bepaald aantal monsters met de zelfde bemonsteringsmethodiek is dus eenvoudig; wanneer werkelijk de methodiek wordt aangepast en er bv een ander oppervlak wordt bemonsterd (andere steekbuisgrootte) is gebruikmakende van de Poisson verdeling de specifieke referentie behorende bij het bemonsteringsprogramma te berekenen, dit is echter wel iets gecompliceerder dan enkel het variëren van het aantal monsters. Daar iets dergelijks voorlopig niet wordt verwacht is deze methodiek voorlopig niet verder uitgewerkt.)

- De volgende matrix is de referentie zoals die bij benadering met betrekking tot de Schelde-evaluaties zal worden gehanteerd, er van uit gaande het aantal te nemen monsters per ecotoop en per zone niet verandert ten opzichte van de situatie in 2012 (MWTL benthos monitoring). De intactness van het benthos wordt beoordeeld aan de hand van het voortschrijdende 6-jaarlijkse gemiddelde (om er voor te zorgen dat een redelijk aantal benthos monsters per te evalueren periode x zone x ecotoop beschikbaar is zodat voor de meeste gewenste referentie soorten een evaluatie uit te voeren is). De verwachtte totale aantallen monsters zijn dus 6x zo groot als het aantal dat genomen is in 2012 (kolom AD). Hieruit volgt de specifieke referentie trefkans (AF: occurrence) met bijbehorende standaarddeviatie (AG: stdev) en standaardfout (AH: se).
- De uiteindelijke referentiewaarde per soort x ecotoop x zone in nu te vinden in kolom AK. Veelal betreft het een referentietrefkans die voor maximale score dient te worden gehaald (aangeduid met ‘min’ in kolom AJ), die dan volgt uit de berekende referentie occurrence min de standaardfout om rekening te houden met onzekerheden ten gevolgen van natuurlijke fluctuaties en onevenredige distributie van soorten die toch in referentie aantallen aanwezig zijn. Voor enkele soorten is ook een te hoge dichtheid geen goed teken voor het systeem. De genoemde referentiewaarden mogen dan voor een maximale score niet overschreden woren. Die waarden worden vooraf gegaan door ‘max’ in kolom AJ, waarbij de waarde is berekend als de occurrence plus de standaardfout.
  Een Ri (referentie occurrence) kleiner dan 0,5 voor een soort bij een bepaalde monitoringsinspanning wordt niet opgenomen in de referentiematrix, omdat voor een dergelijke soort onder referentiecondities de kans dat hij niet wordt aangetroffen groter is dan dat hij wel wordt aangetroffen, wat de soort in principe ongeschikt maakt voor evaluatie (wanneer de bemonsteringsinspanning om een bepaalde reden wordt vergroot zou het kunnen dat de Ri waarde boven de 0,5 uit komt en dan wordt de soort weer wel zinvol voor opname in de evaluatie (en dan moet de soort voor dat specifieke geval worden opgenomen in de referentiematrix).
  (De kans dat het aantal gerealiseerde monsters per ecotoop per zone in 6 jaar niet overeenkomt met de verwachting zoals hier berekend is aanzienlijk omdat er monsters om wat voor reden dan ook verloren kunnen gaan, of omdat locaties bij nader inzien in een ander ecotoop gelegen zijn dan gepland; die kans wordt vergroot omdat er niet jaarlijks ecotoopkaarten worden gemaakt. Hier komt bij dat ten tijde van de update van de methodiek er is besloten een andere zonering aan te houden, waardoor het aantal monsters per ecotoop per zone zeker zal afwijken van het hier gebruikte rekenvoorbeeld. Een dergelijke afwijking is standaard omdat monsters random per ecotoop worden genomen en er geen rekening wordt gehouden met de in de evaluatiemethodiek gehanteerde zonering (heeft met name effect op het te verwachten aantal monsters in de ecotopen van de zwak polyhaliene en sterk polyhaliene zone).

Tab-blad ‘Ri benthos WS (MWTL2012)’

De resultaten zoals verkregen op het voorgaande tab-blad zijn hier in feite geclusterd per ecotoop (P-AN) voor het overzicht (basis voor tabel in hoofddocument

Evaluatiemethodiek v4), waarbij in kolom A de gebruikte naam (zoals ook aanwezig in de historische MWTL data) is weergegeven, maar in kolom D (Taxon) de volgens WoRMS momenteel gangbare taxonomische naam gevolgd door de taxonomische vervoegingen op het genus, familie, orde, klasse en phylum niveau (E-I) en eventueel de Nederlandse naam (J). Kolom B bevestigd nog eens dat de referentiesoorten geen exoten zijn, want exoten worden buiten de referentiematrices gehouden. De kolommen K-M tonen de oorspronkelijke referentietabel op basis van aan-/afwezigheid van soorten in de methodiek v3 (nu dus niet meer van toepassing); kolom N (bron referentie) geeft aan of de referentiewaarden v4 afkomstig zijn uit de historische dataset der MWTL data of dat op basis van andere bronnen (expert beoordeling) er is besloten een andere referentie aan te houden.

4.2 Benthos Zeeschelde

Voor de Zeeschelde plus de zijrivieren is dezelfde methodiek gehanteerd als voor de Westerschelde, op basis van ecotopen, maar hier werd verder doorgerekend naar een referentie per zone. Gezien de kleinere oppervlakte van elk ecotoop binnen elke zone, leek dit de beste optie.

Uitgangspunt voor de gewenste indeling van het estuarium en de saliniteitszones in het bijzonder in ecotopen/fysiotopen zijn de in Maris et al. (2013) gepresenteerde en in deze methodiek (Leefomgeving) gehanteerde benodigde minimum arealen voor Ondiep sublitoraal en Slik, waarbij laatstgenoemde is gelijk gesteld aan Intertidaal habitat. Vanuit het totale beschikbare oppervlak per zone niveau 3 (hiervoor is de situatie in 2010 aangehouden) kan via aftrek van het benodigde minimum areaal aan Schor worden berekend hoeveel hectare er maximaal beschikbaar is voor Middeldiep en Diep sublitoraal. Voor de afleiding van de benodigde arealen voor de Rupel is dezelfde fysiotopen verdeling als voor de Oligohaliene zone aangehouden, en voor de Durme dezelfde als voor de Zoete zone met Lange Verblijftijd zodat ook die op basis van het totale beschikbare oppervlak konden worden berekend. Vervolgens zijn de afgeleide arealen omgezet naar de indeling waarbij 6 fysiotopen (waar tevens de benthos monitoring zoals momenteel uitgevoerd door het INBO op is afgestemd; o.a. INBO, 2011) worden onderscheiden. Daarvoor is het middeldiepe + diepe sublitorale areaal volgens 50 – 50 % verdeeld over de 2 fysiotopen, en is het intertidale areaal volgens een 12.5 – 75 – 12.5 verhouding verdeeld over respectievelijk de fysiotopen Laag intertidaal, Midden intertidaal en Hoog intertidaal. De Durme is vervolgens opgedeeld in enkel de fysiotopen sublitoraal en intertidaal, omdat de huidige benthos monitoring geen verdere specificatie naar fysiotopen kent, en anders het aantal beschikbare monsters per fysiotoop wellicht ook frequent te laag zal uitvallen voor een betrouwbare beoordeling. De referentie intactness waarden (Ri) per soort zijn vervolgens gebaseerd op de fysiotopen verhoudingen per zone (Tabel 5-3; zie tevens 'OI matrix benthos Zeeschelde+zijrivieren v4.xlsx').

Tabel 4-3 Gehanteerde fysiotopen verdeling naar oppervlakte ratio voor de Zeeschelde + zijrivieren afgeleid van de in Maris et al., (2013) vastgestelde benodigde minimum arealen voor een positieve beoordeling van 'Leefomgeving', als basis voor de benthos referentie matrices.

Verhoudingen Opp (ha)	Saliniteits-gradiënt	Oligohaliene zone	Zoete zone Lang Verblijf	Zoete zone Kort Verblijf	Rupel	Durme*
Diep subtidaal	0,336	0,231	0,095	0,214	0,231	0,538*
Matig diep subtidaal	0,336	0,231	0,095	0,214	0,231	
Ondiep subtidaal	0,150	0,192	0,347	0,245	0,192	
Laag intertidaal	0,022	0,043	0,058	0,041	0,043	0,462*
Midden intertidaal	0,133	0,259	0,347	0,245	0,259	
Hoog intertidaal	0,022	0,043	0,058	0,041	0,043	

*In de Durme wordt enkel onderscheid gemaakt in Subtidaal en Intertidaal en worden de oppervlaktes niet verder naar de substrata onderverdeeld; de genoemde percentages hebben dan ook betrekking op het geheel aan diep, matig en ondiep subtidaal (54%) en het geheel aan laag, midden en hoog intertidaal (46%).

Daar ter beoordeling niet enkel een referentie trefkans (occurrence) maar ook de variatie ten gevolgen van natuurlijke verspreidingspatronen (standaard error) van belang is, is ter identificatie van de referentiesoorten en hun gewenste occurrence gebruik gemaakt van de MONEOS benthos monitoring gegevens van 1999, 2002, 2005, 2008 en 2009. Daar het estuarium zich momenteel zeker nog niet in een referentietoestand bevind, hebben we eveneens gebruik gemaakt van een zo goed mogelijk passende referentie dataset die beschikbaar was voor de Rijn-Maas monding voor de jaren dat er daar ook nog sprake was van een natuurlijke saliniteitsgradiënt. Het betreft hier een dataset bij elkaar gebracht door Prof. Dr. W.J. Wolff, de basis vormende voor zijn proefschrift (Wolff, 1973). De set is tevens gebruikt voor de studies Wijnhoven et al. (2008) en Wijnhoven & Hummel (2011), waarin de veranderingen in het systeem met gevolgen voor de abiotische omstandigheden en de benthos gemeenschappen zijn beschreven en de bruikbaarheid als referentie voor verschillende zones in het estuarium wordt bediscussieerd. De historische monsters uit de jaren 1960-1975 en voor bepaalde delen 1983, zijn ingezet als referentiemonsters voor het Schelde estuarium waarbij de historische gemeenschappen van het westelijke deel van Hollands diep zijn gerelateerd aan de Zeeschelde zone met een sterke Saliniteitsgradiënt, die uit het oostelijke deel van het Hollands Diep aan de Zeeschelde Oligohaliene zone, die uit de oostelijke Biesbosch, de Bergse Maas, het westelijke deel van de Waal, de Nieuwe Merwede en de Boven Merwede gerelateerd zijn aan de Zeeschelde Zoete zones met Lange en Korte Verblijftijd, en de monsters van het westelijke deel van de Maas, de Dordse Kil en de Afgedamde Maas zijn gerelateerd aan de Rupel en de Durme. De combinatie van historische en recente data geven een aardige indruk van hoe de referentie van de Zeeschelde + zijrivieren er uit zou horen te zien. Vanuit deze gegevens is per soort de gerealiseerde trefkans per ecotoop per jaar berekend. Van daar uit is de optimum trefkans afgeleid (bestaande uit een occurrence met standaard error) door het gemiddelde te berekenen voor een selectie van hoog scorende jaren of een hoog scorende periode. Op basis van voorkomen in bepaalde fysiotopen is ingeschat of de soort ook niet in andere fysiotopen dan wel zones zou horen voor te komen (ondanks dat hij daar niet of nauwelijks was aangetroffen). Daarbij zijn zoveel mogelijk gerealiseerde trefkansen met bijbehorende variatie overgenomen uit andere fysiotopen dan wel zones om deze soortspecifieke waarden zo natuurgetrouw mogelijk in te vullen. Alle soorten uit de matrices (versie v3) zijn in overweging genomen, maar soorten die naar verwachting ook onder optimale omstandigheden nauwelijks zullen worden aangetroffen met een realistische monitoringsinspanning, zijn niet geschikt voor opname in de referentiematrix. Dit is wel een aspect wat een behoorlijke rol speelt met name voor de wat grotere benthos soort aangezien de huidige benthos monitoring zoals uitgevoerd door het INBO (INBO, 2013) gebruik maakt van steekbuizen met een diameter van 4.5 cm (± 0.0016 m^2) het geen er voor zorgt dat de trefkans ook onder referentiecondities voor een flink aantal soorten niet erg hoog is. Er wordt voorgesteld om voor een aantal specifieke soorten (veelal grotere soorten met relatief lage natuurlijke dichtheden en/of een patchy verspreiding) referentiewaarden gebaseerd op de VMM monitoring (ook te beoordelen aan de hand van de VMM monitoring die gebruik maakt van schepnet en steen schraap methodieken) aan de matrices toe te voegen.

Op basis van een vastgestelde gemiddelde trefkans en standaard deviatie bij een bepaalde steekproefgrootte voor ieder monster dat er wordt genomen, kan de trefkans en standaard deviatie worden bepaald voor iedere steekproefgrootte door deze met het aantal monsters te vermenigvuldigen (er van uit gaande dat het monsteroppervlak per monster, voor de Benthos stalen 0.0016 m^2, niet wordt veranderd; voor de specifieke soorten ter beoordeling aan de hand van de VMM monitoring geldt de daar gehanteerde standaard methodiek). De bijbehorende standaard error kan nu worden berekend volgens $SE = SD/(2(n-1))^{0,5}$. De gewenste gemiddelde occurrence per zone kan nu worden berekend door de occurrence per fysiotoop te vermenigvuldigen met het oppervlakte aandeel en dezen op te tellen. De bijbehoren standaard error kan worden berekend door de varianties per fysiotoop te berekenen die naar (oppervlakte) verhouding kunnen worden opgeteld, waaruit de standaard error voor het totaal weer kan worden bepaald (zie bovengenoemde formule).

De referentie occurrence voor soort i (Ri) bij de genoemde steekproefgrootte, is nu de occurrence min de standaard error indien een bepaalde occurrence onder optimum condities dient te worden gehaald (min), of de occurrence plus de standaard error indien een bepaalde occurrence onder optimum condities niet behoort te worden overschreden (max).
De huidige methodiek waarin rekening wordt gehouden met de bemonsteringsinspanning vraagt wel dat bij iedere evaluatie een referentiematrix wordt berekend, horende bij de gerealiseerde bemonsteringsinspanning per fysiotoop. Ter evaluatie dient de gerealiseerde trefkans volgens de meest actuele fysiotoop oppervlakte verdeling per zone te worden verrekend. Noodzakelijk is dus te beschikken over de actuele fysiotopenkaarten (of historische wanneer met terugwerkende kracht eerdere periodes worden beoordeeld) en de coördinaten van de bemonsteringslocaties. Om aan voldoende monsters per fysiotoop x zone combinatie te komen wordt de Occcurrence Intactness index score berekend voor gecombineerde periodes van 6 jaar waarbij de trend in het voortschrijdend 6-jaarlijkse gemiddelde zal worden geëvalueerd, welke voor een positieve beoordeling niet mag dalen.
Tabel 5-4 toont de Referentie occurrence matrix zoals berekent op basis van de monitoringsinspanning zoals voorgesteld voor de komende jaren (INBO, 2011) en in ieder geval uitgevoerd in het jaar 2010 (geëxtrapoleerd naar een periode van 6 jaar) uitgaande van de INBO Benthos-monitoring. De soortenlijst staat in principe vast (kan natuurlijk bij voortschrijdend inzicht worden aangepast maar dan dienen alle voorgaande jaren ook weer met de nieuwe lijst te worden beoordeeld om het vergelijkbaar te houden), waarbij de Ri scores aanduiden of de soort in de evaluatie van dat jaar voor de desbetreffende zone worden meegenomen. Uiteraard dient voor evaluatie de actuele bemonsteringsinspanning per jaar te worden gebruikt en de best bijpassende fysiotopenkaart (idealiter ieder jaar een eigen kaart).

In de huidige situatie maar vooral in het recente verleden spelen Oligochaeten een dominante rol in de Zeeschelde + de zijrivieren (Ysebaert et al., 2013). De monitoring strategie is daar dan ook op afgestemd. De referentiematrix maakt echter duidelijk dat indien het systeem met betrekking dat de diversiteit van de referentiegemeenschappen gaat verbeteren, Oligochaeten een minder belangrijke rol gaan spelen en dat diverse andere soorten algemener gaan worden. Het is omwille van de diversiteit dan ook gunstig wanneer diverse Oligochaeten soorten in het systeem in de verschillende zones worden aangetroffen. Deze hoeven echter niet allen een hoge trefkans te vertonen; het is zelfs gunstiger wanneer de trefkans voor Oligochaeta in het algemeen bepaalde waarden niet overschrijdt (Tabel 5-4). Naast de benthos intactness evaluatie wordt daarom ook een Oligochaeta intactness evaluatie gevraagd. Het betreft hier echter een Aan-/afwezigheids Intactness zoals ook voor de T2009 uitgevoerd, waarbij dus enkel de Oligochaeten soortenrijkdom per zone (niveau 3) per jaar wordt geëvalueerd op basis van de Oligochaeten monsters.

De huidige methodiek maakt het mogelijk om deelgebieden te vergelijken, ook wanneer om een bepaalde reden er geen data beschikbaar zijn van een bepaalde periode (bepaalde soorten dienen dan uit de referentiematrix te worden weggelaten). Soorten met een referentie Occurrence intactness (Oi) onder de 0.5 dienen uit de beoordeling te worden weggelaten (omdat onder referentiecondities de kans dat een soort niet wordt aangetroffen dan groter is dan dat die wel wordt aangetroffen. Het moge duidelijk zijn dat de monitoring wel aan een bepaalde minimum inspanning dient te voldoen. Wanneer door incomplete monitoring het aantal soorten in de referentiematrix drastisch af neemt, heeft dit uiteraard wel invloed op de betrouwbaarheid van de beoordeling (daarom best de evaluatie altijd gepaard laten gaan met lijst van in referentie betrokken soorten en percentage meegewogen soorten ten opzichte van het maximaal mogelijke aantal referentiesoorten).

Tabel 4-4 Referentie Occurrence matrix met Ri waarden voor de zones van de Zeeschelde + zijrivieren op basis van de voor de komende jaren voorgestelde MONEOS monitoring (die ook in 2010 zo is uitgevoerd) geëxtrapoleerd naar

een periode van 6 jaar. Min/max geeft aan aan welke zijde van het optimum interval er dient te worden getoetst (min = onderzijde waar wordt getoetst of deze waarde wordt gehaald; max = bovenzijde waar wordt getoetst in hoeverre deze waarde wordt overschreden).

Taxa	Min /max	Salini-teits-gradient	Oligo-haliene zone	Zoete zone Lange Verblijftijd	Zoete zone Korte Verblijftijd	Rupel	Durme
Acroloxus lacustris	min					0[1]	0[1]
Alitta succinea	min	6,86					
Anodonta anatina	min			0,62	0[1]		
Asellus aquaticus	min			5,99	3,95	1,77	5,53
Asterias rubens	min	1,85					
Bathyporeia pilosa	min	6,00	1,55	0[1]	0[1]	0,62	0,98
Bithynia tentaculata	min				1,16	0,76	3,07
Capitella capitata	min	12,97	5,10	0[1]	0,59	0,73	1,18
Capitella capitata	max	17,27	8,79	1,89	2,84	2,98	3,40
Cerastoderma glaucum	min	12,76					
Ceratopogonidae	min			0[1]	0[1]		
Corophium insidiosum	min	1,30					
Corophium lacustre	min	2,53	0,75				
Corophium volutator	min	11,47					
Crangon crangon	min	15,76	1,87				
Cyathura carinata	min	7,41					
Dolichopodidae	min					0[1]	
Eteone sp	min	23,65					
Eurydice pulchra	min	0,91					
Gammarus pulex	min			5,99	9,51	0[1]	0[1]
Gammarus zaddachi	min	2,74	0[1]				
Gastrosaccus spinifer	min	5,70	1,87			0[1]	0[1]
Glossiphonia complanata	min		1,01				
Hediste diversicolor	min	25,78	0[1]	0,62	0[1]	0[1]	0[1]
Heteromastus filiformis	min	18,72					
Lekanesphaera rugicauda	min	0[1]					
Limoniidae	min					1,14	
Macoma balthica	min	12,86					
Manayunkia aestuarina	min	2,57					
Melita palmata	min	0,85					
Mesopodopsis slabberi	min	2,61					
Mytilus edulis	min	1,63					
Nemertea	min	0[1]					
Neomysis integer	min	10,06	1,87			0[1]	0[1]
Nephtys cirrosa	min	1,45					
Nephtys hombergii	min	13,18					
Oligochaeta	min	33,74	11,80	20,69	23,79	22,18	57,93
Oligochaeta	max	38,06	15,05	24,41	26,49	25,91	59,64
Peringia ulvae	min	7,83					
Pisidium amnicum	min			12,31	11,00		

Pisidium casertanum	min			2,02	3,79	7,20	15,99
Pisidium henslowanum	min			2,88	1,79	3,72	8,09
Pisidium moitessierianum	min			1,95	1,17	2,24	5,41
Pisidium nitidum	min			1,01	0,56	1,77	4,56
Pisidium subtruncatum	min			3,33	2,11		
Pisidium supinum	min			5,81	3,84	13,46	28,78
Polydora cornuta	min	3,54					
Procladius sp	min			4,48	2,85	0[1]	0[1]
Psychodidae	min					0[1]	
Pygospio elegans	min	2,82					
Scolelepis squamata	min	0[1]					
Scoloplos armiger	min	5,88					
Scrobicularia plana	min	11,85					
Sphaerium corneum	min			2,66	1,64	2,96	8,10
Sphaerium rivicola	min			0,55	2,77	0[1]	0,98
Sphaerium solidum	min			4,31	2,77		
Spio filicornis	min	1,45				0[1]	0[1]
Streblospio benedicti	min	7,92					
Unio pictorum	min			0,62	0[1]	0[1]	0[1]
Unio tumidus	min			0,62	0[1]	0[1]	0[1]
Valvata piscinalis	min	0[1]	0[1]	0[1]	0[1]	1,67	4,39

*Het aantal monsters betreft volgens de planning (INBO, 2011) 10 per fysiotoop in de Saliniteitszone (muv het Hoge intertidaal waar het 5 monsters betreft), 5 per fysiotoop in de Oligohaliene zone, de Zoete zones met een Lange en een Korte Verblijftijd en de Rupel, en 20 random monsters niet naar fysiotoop gestratificeerd in de Durme, waarbij voor de huidige referentie matrix naar oppervlakte ratio 11 monsters in het subtidaal en 9 in het Intertidaal zijn gesitueerd.

[1]De desbetreffende soort wordt bij de voorziene monitoringsinspanning voor de desbetreffende zone niet in de referentiematrix opgenomen omdat het aantal monsters ontoereikend is; bij een eventueel groter aantal beschikbare monsters (of een andere verdeling over de fysiotopen, dan wel een toename van het oppervlak van één der voorkeurs fysiotopen) is het mogelijk dat de soort alsnog in de referentiematrix dient te worden opgenomen (wanneer de berekende Ri behorende bij de monitoringsinspanning groter of gelijk is aan 0,5).

De rekenbladen achter deze tabel, zijn als excel sheets toegevoegd bij deze bijlage: **'OI matrix benthos Zeeschelde+zijrivieren v4.xlsx'**. Dit document bestaat uit verschillende tab-bladen. Hieronder volgt, per tab-blad, een bijschrift als leidraad voor de afleiding en berekening van de referentie intactness voor Benthos in de Zeeschelde+zijrivieren.

Tab-blad 'GEP opp verhouding':

De evaluatie van het benthos geschiedt op basis van de Occurence Intactness index waarbij in feite de trefkans van soorten in zones wordt geëvalueerd ten opzichte een referentie trefkans. Hierbij wordt eerst de trefkans per fysiotoop x zone combinatie bepaald, waarna de gerealiseerde trefkansen naar oppervlakte-ratio van de gedefinieerde fysiotopen in de desbetreffende zone worden verrekend naar een trefkans voor de gehele zone. Het samenstellen van een referentiematrix is een combinatie van de analyse van historische gegevens en expert beoordeling. De referentie voor de Zeeschelde + de zijrivieren is voornamelijk afgeleid van historische waarnemingen op basis van de benthos monitoring ikv MONEOS waarvoor historische data beschikbaar zijn voor de jaren 1999, 2002, 2005, 2008 en 2009, en een historische dataset beschikbaar voor de Rijn-Maas monding voor de jaren 1960, 1961, 1963, 1965, 1966,

1969, 1971, 1973, 1974, 1975, 1983 (de periode dat daar tot op zekere hoogte nog sprake was van een open systeem en trajecten te vergelijken zijn met de zones van de Zeeschelde en de zijrivieren).
Uitgangspunt voor de gewenste indeling van het estuarium en de saliniteitszones in het bijzonder in ecotopen/fysiotopen zijn de in Maris et al. (2013) gepresenteerde en in de matrix A1-H7 op het tab-blad 'GEP opp verhouding' aangegeven benodigde minimum arealen voor Ondiep sublitoraal en Slik, waarbij laatstgenoemde is gelijk gesteld aan Intertidaal habitat. Vanuit het totale beschikbare oppervlak per zone niveau 3 (hiervoor is de situatie in 2010 aangehouden) kan via aftrek van het benodigde minimum areaal aan Schor (Maris et al., 2013) worden berekend hoeveel hectare er maximaal beschikbaar is voor Middeldiep en Diep sublitoraal. Voor de afleiding van de benodigde arealen voor de Rupel is dezelfde fysiotopen verdeling als voor de Oligohaliene zone aangehouden, en voor de Durme dezelfde als voor de Zoete zone met Lange Verblijftijd zodat ook die op basis van het totale beschikbare oppervlak konden worden berekend. Vervolgens zijn de afgeleide arealen omgezet naar de indeling waarbij 6 fysiotopen (waar tevens de benthos monitoring zoals momenteel uitgevoerd door het INBO op is afgestemd; o.a. INBO, 2011) worden onderscheiden. Daarvoor is het middeldiepe + diepe sublitorale areaal volgens 50 – 50 % verdeeld over de 2 fysiotopen, en is het intertidale areaal volgens een 12.5 – 75 – 12.5 verhouding verdeeld over respectievelijk de fysiotopen Laag intertidaal, Midden intertidaal en Hoog intertidaal. De Durme is vervolgens opgedeeld in enkel de fysiotopen sublitoraal en intertidaal, omdat de huidige benthos monitoring geen verdere specificatie naar fysiotopen kent, en anders het aantal beschikbare monsters per fysiotoop wellicht ook frequent te laag zal uitvallen voor een betrouwbare beoordeling. Het resultaat aan berekende oppervlaktes per fysiotoop is gepresenteerd in de matrix J1-P7. In het vervolg zal de trefkans van soorten per fysiotoop voor iedere zone worden bepaald, die naar oppervlakte verhouding naar de trefkans voor de totale zone zal worden verrekend. Matrix R1-X7 geeft de uit de oppervlaktes voortkomende verhouding voor de referentiesituatie die in het vervolg zal worden gehanteerd.

Tab-blad 'Rekenbl gewenste trefk obv oud':
Per soort wordt de trefkans per fysiotoop per zone per jaar bepaald zodat een reeks aan trefkansen wordt verkregen. In principe wordt een reeks aan jaren met een hoge gerealiseerde trefkans als referentie gebruikt. Wanneer de bemonsteringsdichtheid (aantal monsters per jaar) niet groot is wordt ook wel een selectie van afzonderlijke jaren met grote gerealiseerde trefkans als referentie gebruikt. Er is naar gestreefd om ten minste 3 jaren in de referentie te betrekken en het totaal aantal monsters waarop de referentie wordt gebaseerd groter dan 7 en liefst ook groter dan 10 te laten zijn. Door gebruik te maken van werkelijke data kan ook een natuurlijke standaard error voor de trefkans worden afgeleid.

- Op het tab-blad is eerst (A1-G40) een matrix met de aantallen beschikbare historische benthos monsters genomen tbv MONEOS per fysiotoop x zone x jaar te vinden.
- De volgende matrix geeft de totaal beschikbare referentie, waarbij het Mesohaliene gedeelte aan de zone met een Sterke saliniteitsgradiënt is toegevoegd, en tevens de historische monsters van de Rijn-Maas monding zijn toegevoegd (J1-AB34).
  De Rijn-Maas data zijn destijds bij elkaar gebracht door Prof. Dr. W.J. Wolff, en vormde de basis voor zijn proefschrift (Wolff, 1973). De set is tevens gebruikt voor de studies Wijnhoven et al. (2008) en Wijnhoven & Hummel (2011), waarin de veranderingen in het systeem met gevolgen voor de abiotische omstandigheden en de benthos gemeenschappen zijn beschreven en de bruikbaarheid als referentie voor verschillende zones in het estuarium wordt bediscussieerd. De historische monsters uit de jaren 1960-1975 en voor bepaalde delen 1983, zijn ingezet als referentiemonsters voor het Schelde estuarium waarbij de historische gemeenschappen van het westelijke deel van Hollands diep zijn gerelateerd aan de Zeeschelde zone met een sterke Saliniteitsgradiënt, die uit het oostelijke deel van het Hollands Diep aan de

Zeeschelde Oligohaliene zone, die uit de oostelijke Biesbosch, de Bergse Maas, het westelijke deel van de Waal, de Nieuwe Merwede en de Boven Merwede gerelateerd zijn aan de Zeeschelde Zoete zones met Lange en Korte Verblijftijd, en de monsters van het westelijke deel van de Maas, de Dordse Kil en de Afgedamde Maas zijn gerelateerd aan de Rupel en de Durme.

- Deze matrix wordt gevolgd door een invulmatrix (AD1-AV34) die standaard leeg is, maar waar de gerealiseerde aantallen observaties (occurrences) per ecotoop x zone x jaar kunnen worden ingevuld (men dient hier dus het aantal monsters waarin de soort in de historische dataset is aangetroffen in te vullen).
- De volgende matrix (AX1-BP34) geeft dan de gerealiseerde trefkans voor iedere fysiotoop x zone x jaar combinatie.
- De matrix BQ1-BT34 dient vervolgens handmatig te worden ingevuld (expert beoordeling), en daarin wordt een overzicht gemaakt van de periodes of afzonderlijke jaren die voor de desbetreffende soort (per fysiotoop x zone combinatie) gaan dienen als referentie (of wordt besloten dat onder referentie condities de desbetreffende soort niet voor komt of enkel met zeer lage trefkans). Er wordt aangegeven hoeveel monsters de geselecteerde referentie in totaal betreft (kolom BS: samples) en in hoeveel van die monsters de desbetreffende soort is aangetroffen (kolom BT: presence). (In kolom BQ is met een afkorting aangegeven om welk fysiotoop het gaat: LI = Laag Intertidaal, MI = Midden Intertidaal, HI = Hoog Intertidaal, DS = Diep subtidaal, MS = Matig diep Subtidaal, OS = Ondiep subtidaal. De resultaten in deze matrix zijn naar het volgende tab-blad gekopieerd.

Tab-blad 'Rekenbl Ri afhankelijk n & SE':
Op dit tab-blad zijn alle geselecteerde resultaten verkregen zoals hierboven beschreven verzameld. De kolommen E-J geven in feite alle geselecteerde historische piek-occurrence weer, waarbij is aangegeven om welke soort het gaat (E) in welk fysiotoop (F) en welke zone (G), gevolgd door de geselecteerde jaren (H), het totaal aan monsters in de referentie betrokken (I: n) en het aantal monsters van die referentie waarin de soort is aangetroffen (J: pres). Deze kolommen worden voorafgegaan door 3 dummy reeksen van opeenvolgende nummers (A: nr), eentjes (B: pres) en nulletjes (C: abs), enkel daar omdat formules op het tab-blad gebruik maken van deze reeksen.

- Boven genoemde matrix vervolgd in de kolommen K-M waarin respectievelijk voor iedere soort x fysiotoop x zone combinatie de voor de selectie gemiddelde trefkans (K: avg), de standaarddeviatie (L: stdev) en de daarbij behorende standaard fout (M: se) wordt berekend. Het is frequent voorkomend dat voor fysiotoop x zone combinaties een soort gedurende de historische monitoring niet is aangetroffen, maar dat er wordt ingeschat (expert beoordeling) dat de soort er wel wordt verwacht, bv omdat de soort in de aangrenzende zones wel in het desbetreffende fysiotoop is waargenomen, of omdat de soort in die zone wel in de aangrenzende fysiotopen is aangetroffen. In die gevallen is een aangrenzende occurrence (totaal aantal monster + gerealiseerd aantal monsters waarin de soort is aangetroffen) overgenomen van een dergelijke aangrenzende situatie. In kolom H is dan vermeld wat als referentie heeft gediend.
- De daar op volgende matrix (O-S: Adjusted) is enkel gebruikt wanneer is ingeschat (expert beoordeling) dat de referentietrefkans toch hoger behoort te zijn dan aangetroffen in de historische data. Deze kolommen zijn voor een kleine selectie aan soorten gebruikt. De gerealiseerde historische trefkans is veelal vermenigvuldigd met 2 of 4 waaruit dan weer een gemiddelde trefkans met bijbehorende standaarddeviatie en standaardfout rollen.
- Vanuit de referentiewaarde kan in principe voor iedere bemonsteringsinspanning worden berekend wat de verwachte trefkans (occurrence) met bijbehorende standaarddeviatie en standaardfout onder de (vastgestelde) referentie condities zal zijn. De kolommen U-Z geven de berekende referentie weer voor een situatie

waarbij in iedere fysiotoop x zone combinatie, 30 monsters van 0,0016 m^2 (standaard monsteroppervlak in MONEOS) worden genomen. (Kolom Z geeft ook nog eens de berekende bijbehorende effect size (d), enkel benodigd wanneer men wil gaan berekenen hoeveel monsters er nodig zijn om een soort met een bepaalde kans aan te kunnen treffen, bv via een Power analyse; hier is nu verder niets mee gedaan).
(Het berekenen van de referentie occurrence bij een bepaald aantal monsters met de zelfde bemonsteringsmethodiek is dus eenvoudig; wanneer werkelijk de methodiek wordt aangepast en er bv een ander oppervlak wordt bemonsterd (andere steekbuisgrootte) is gebruikmakende van de Poisson verdeling de specifieke referentie behorende bij het bemonsteringsprogramma te berekenen, dit is echter wel iets gecompliceerder dan enkel het variëren van het aantal monsters. Daar iets dergelijks voorlopig niet wordt verwacht is deze methodiek voorlopig niet verder uitgewerkt).

- De volgende matrix is de referentie zoals die bij benadering met betrekking tot de Schelde-evaluaties zal worden gehanteerd, er van uit gaande het aantal te nemen monsters per fysiotoop en per zone niet verandert ten opzichte van de situatie in 2011 (MONEOS benthos monitoring). De intactness van het benthos wordt beoordeeld aan de hand van het voortschrijdende 6-jaarlijkse gemiddelde (om er voor te zorgen dat een redelijk aantal benthos monsters per te evalueren periode x zone x ecotoop beschikbaar is zodat voor de meeste gewenste referentie soorten een evaluatie uit te voeren is). De verwachtte totale aantallen monsters zijn dus 6x zo groot als het aantal dat genomen is in 2011 (kolom AD). Hieruit volgt de specifieke referentie trefkans (AF: occurrence) met bijbehorende standaarddeviatie (AG: stdev) en standaardfout (AH: se), en evt een nieuwe te gebruiken effect size (AI: d).
- In de volgende stap wordt de berekende referentie per fysiotoop verrekend met de referentie oppervlakte verhouding (weergegeven op tab-blad ‘GEP opp verhouding’) om tot een totale referentie occurrence voor de gehele zone te komen. Voor de occurrence betekent dit dat de berekende occurrences per fysiotoop vermenigvuldigd met het oppervlakte aandeel van het desbetreffende fysiotoop kunnen worden opgeteld, wat leidt tot de Oi voor die zone (Kolom AJ). Voor de totale standaardfout geldt in feite het zelfde, maar hier dient de berekende standaardfout per fysiotoop eerst te worden gekwadrateerd en te worden vermenigvuldigd met 2 x het aantal monsters min één, waarna uit de som van die verrekkende Standaardfouten vermenigvuldigd met hun oppervlakte aandeel weer de wortel dient te worden getrokken, en het geheel door de wortel uit twee maal het gemiddeld aantal monsters per fysiotoop min 1, dient te worden gedeeld (Kolom AK). (verrekeningen via kwadraten/wortels en monster grootte is noodzakelijk omdat standaardfouten niet rechtstreeks kunnen worden opgeteld, maar standaarddeviaties wel).
- De uiteindelijke referentiewaarde per soort x fysiotoop x zone in nu te vinden in kolom AN. Het betreft hier een referentietrefkans die voor maximale score dient te worden gehaald (aangeduid met ‘min’ in kolom AJ), die dan volgt uit de berekende referentie occurrence min de standaardfout om rekening te houden met onzekerheden ten gevolgen van natuurlijke fluctuaties en onevenredige distributie van soorten die toch in referentie aantallen aanwezig zijn. Voor enkele soorten is een te hoge dichtheid ook geen goed teken voor het systeem. De genoemde referentiewaarden mogen dan voor een maximale score niet overschreden worden. Die waarden worden dan vooraf gegaan door ‘max’ en zijn weergegeven in kolom AP, waarbij de waarde is berekend als de occurrence plus de standaardfout (momenteel zijn er nog geen soorten met maximale waarden die voor optimale score niet overschreden mogen worden, in de lijst opgenomen.

Een Ri (referentie occurrence) kleiner dan 0,5 voor een soort bij een bepaalde monitoringsinspanning wordt niet opgenomen in de referentiematrix, omdat voor een dergelijke soort onder referentiecondities de kans dat hij niet wordt aangetroffen groter is dan dat hij wel wordt aangetroffen, wat de soort in principe ongeschikt maakt voor evaluatie (wanneer de bemonsteringsinspanning om een bepaalde reden wordt vergroot zou het kunnen dat de Ri waarde boven de 0,5 uit komt en dan wordt de soort weer wel zinvol voor opname in de evaluatie (en dan moet de soort voor dat specifieke geval worden opgenomen in de referentiematrix).

(De kans dat het aantal gerealiseerde monsters per ecotoop per zone in 6 jaar niet overeenkomt met de verwachting zoals hier berekend is aanzienlijk omdat er monsters om wat voor reden dan ook verloren kunnen gaan, of omdat locaties bij nader inzien in een ander fysiotoop gelegen zijn dan gepland; die kans wordt vergroot omdat er niet jaarlijks fysiotoopkaarten worden gemaakt.

Tab-blad 'Ri benthos (MONEOS schema)'

De resultaten zoals verkregen op het voorgaande tab-blad zijn hier in feite geclusterd per zone (O-U) voor het overzicht (basis voor tabel in hoofddocument Evaluatiemethodiek v4), waarbij in kolom A de soortnaam is weergegeven, gevolgd door de taxonomische vervoegingen op het genus, familie, orde, klasse en phylum niveau (B-F) en eventueel de Nederlandse naam (G). De kolommen H-M tonen de oorspronkelijke referentietabel op basis van aan-/afwezigheid van soorten in de methodiek v3 (nu dus niet meer van toepassing); kolom W (bron referentie) geeft aan of de referentiewaarden v4 afkomstig zijn uit de historische dataset der MONEOS en/of Rijn-Maas monding data of dat op basis van andere bronnen (expert beoordeling) er is besloten een andere referentie aan te houden.

Ecologisch Functioneren

1 Inleiding

Ecologisch Functioneren vormt de laatste piramide binnen de Evaluatiemethodiek. Hier moeten alle puzzelstukken samengelegd worden om het uitgangspunt van de methodiek, namelijk het goed ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium, te evalueren. Er kunnen grote discussies gevoerd worden over de vereisten vanaf wanneer een systeem ecologisch goed functioneert. Ecologisch functioneren is een titel die een zeer brede lading dekt. Dit omvat biochemische aspecten zoals het cycleren van nutriënten en het afbreken van een organische vracht, maar ook het voltooien van de levenscyclus van diverse organismen. Alle aspecten van het ecologisch functioneren binnen dit hoofdstuk evalueren is niet mogelijk en ook niet wenselijk. Het ecologisch functioneren zit immers verweven in diverse andere piramides. Logisch ook, want deze evaluatiemethodiek vertrekt vanuit de LTV doelen en zoekt naar toetsparameters vanuit het functioneren van het ecosysteem. Het ecologisch functioneren op zich wordt dan wel niet geëvalueerd in andere piramides, de voorwaarden voor het vervullen van een aantal belangrijke ecologische functies vormen de basis van de evaluatie en zijn opgenomen in diverse toetsparameters. *Waterkwaliteit,* de diversiteit aan habitats in *Leefomgeving* en de soortenrijkdom in *Flora & Fauna* bewaken het goed ecologisch functioneren. Enkele voorbeelden:

Doortrekfunctie voor vis: Een aantal vissoorten heeft het estuarium nodig om te kunnen migreren van zoet naar zout water of omgekeerd. De waterkwaliteit is voor die doortrekfunctie een essentieel gegeven. Criteria voor zuurstof zijn afgeleid in functie van onder andere vismigratie. Bij de verklarende parameter Temperatuur gaat ook de nodige aandacht naar migratie. Indien gewaakt wordt over het vermijden van fysische barrières die de doortocht belemmeren, zijn belangrijke voorwaarden voor migratie vervuld. Helaas valt het evalueren van fysische migratieknelpunten tussen het estuarium en het bekken buiten de scope van dit rapport. Wel wordt in *Plaat- en geulsysteem* gewaakt over de open verbinding met de Noordzee.

Paai- en kinderkamerfunctie: De voortplantings- en opgroeimogelijkheden van aquatische soorten, in het bijzonder vissoorten en garnaal, vereist naast een goede waterkwaliteit ook specifieke habitats (die niet altijd even goed gekend zijn). Basisvereisten worden, waar mogelijk, opgenomen in de piramide *Leefomgeving*, en worden vertaald naar gewenste oppervlaktes van diverse habitattypes (bv laagdynamisch areaal).

Foerageergebied voor vogels: Hiervoor zijn naast geschikte waterkwaliteit diverse habitatvereisten van groot belang. Het gaat hier om de beschikbare oppervlakte van bepaalde habitats, de tijd dat soorten kunnen foerageren, de helling van het gebied, de bodemsamenstelling etc. Al deze aspecten vormen de basis voor de evaluatiecriteria bij *Leefomgeving*.

Biochemische functies: Het estuarium kan beschouwd worden als een bioreactor waarin allerlei ongewenste stoffen worden omgezet of verwijderd vooraleer ze in de kustwateren terecht komen. Andere stoffen worden gerecycleerd. Dit valt voor een groot deel onder de waterkwaliteitsvereisten. Zo wordt bv aandacht besteed aan de recyclering van silicium via de rekenindicatoren DSi, ICEP-DSi en ICEP-TSi. Een ander aspect, filtratie door schelpdieren, is heel specifiek en krijgt in deze piramide over *Ecologisch Functioneren* extra aandacht.

Diversiteit: Ofschoon er nog relatief weinig gekend is over de betekenis van biodiversiteit voor ecosysteemfuncties, wordt algemeen gesteld dat een goede diversiteit

essentieel is voor het vervullen van alle ecosysteemfuncties. Het is ook vanuit die optiek dat het hoofdstuk *Flora & Fauna* invulling heeft gekregen. Een intactness index moet waken over het soortenpalet om alle niches te vullen. Hierbij wordt intactness verkozen boven klassieke diversiteit. Exoten kunnen immers bijdragen tot de soortendiversiteit, maar het is onvoldoende duidelijk of zij ook eenzelfde functionele diversiteit verzekeren. Naast deze intactnessindex die het gehele soortenpalet evalueert, worden een aantal sleutelsoorten die bijvoorbeeld een essentiële functie vervullen binnen het ecosysteem, afzonderlijk opgenomen en geëvalueerd.

Voedselketen: Een uiterst belangrijke functie betreft de doorstroming van massa en energie doorheen de verschillende trofische niveaus. Met andere woorden en vereenvoudigd gesteld: komt de voedselpiramide, of beter het voedselweb, tot haar recht? Aan de basis van de voedselketen wordt zonne-energie door plantaardige organismen benut om CO_2 om te zetten tot organisch materiaal; dit proces heet primaire productie. De gevormde koolstofhoudende verbindingen vormen het voedsel voor de organismen die de plantaardige levensvormen begrazen (secundaire productie). De grazers zijn op hun beurt prooi voor grotere dieren, en zo strekt de doorstroming van energie zich uit over verschillende niveaus. Het is een vereiste van goed ecologisch functioneren dat die energiedoorstroming niet op een of ander niveau blijft stokken. Dit zou immers betekenen dat een hele groep soorten verstoken blijft van energie. De eerste stap in de voedselketen, deze van primaire producenten (algen) naar secundaire producenten staat centraal bij de beoordeling van de toetsparameter *Algen* in de piramide *Waterkwaliteit*. De verhouding primaire productie/biomassa algen (P_B:B ratio) is immers indicatief voor de doorstroming van de energie. Een hoge ratio betekent een goede doorstroming van energie.

De secundaire producenten in de waterkolom, het zoöplankton, vormen de schakel tussen de primaire producenten en de hogere trofische niveaus. Het belang van deze groep voor het ecologisch functioneren wordt binnen *Waterkwaliteit* toegelicht, waar het werd opgenomen als verklarende parameter.

Doorstroming van energie vormt ook het uitgangspunt bij de evaluatie van benthische algen in de piramide *Leefomgeving*. Door het ontbreken van een goede dataset (in het bijzonder gegevens over benthische productiviteit) is deze evaluatie echter zeer beperkt mogelijk.
De doorstroming van energie naar hogere niveaus, zowel voor ongewervelde bodemdieren (macrozoöbenthos), vis als vogels zit niet vervat in andere piramides en vormt het uitgangspunt in deze piramide over *Ecologisch Functioneren*. Deze drie groepen (macrozoöbenthos, vis, vogels) vormen immers de speerpunten van ecologisch belang.

1.1 Werkwijze: Ecologisch functioneren

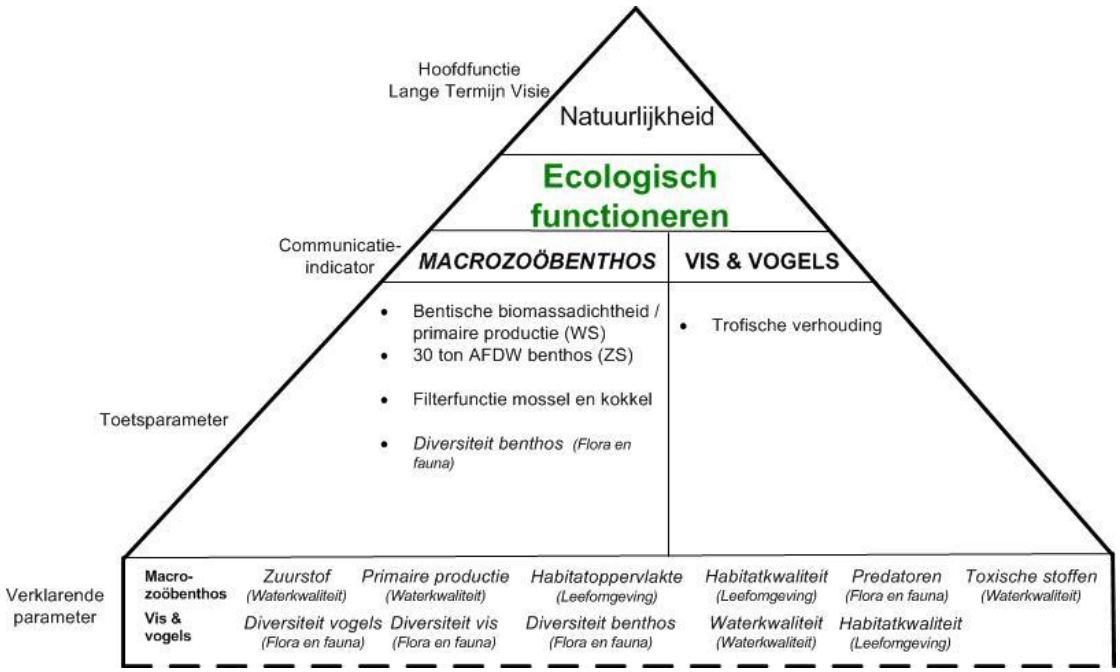
Vertrekpunt van deze methodiek vormt de doorstroming van energie in de voedselketen. Dit is ook de afbakening die de geïntegreerde systeemmonitoring MONEOS maakt. Uiteraard is ecologisch functioneren meer dan het kijken naar de voedselketen alleen; andere aspecten van het ecologisch functioneren vormen daarom een basis voor het opstellen van andere piramides.

In deze piramide wordt gezocht naar geschikte parameters om het functioneren van de voedselketen, namelijk doorgeven van energie vanuit primaire producten naar hogere trofische niveaus, te evalueren. De hoogste trofische niveaus kunnen als indicator bestempeld worden voor dit ecologisch functioneren, omdat ze aan het einde van de ganse keten staan. In de piramide Flora & Fauna worden daarom ook trends in aantallen voor een reeks sleutelsoorten aan de top van de voedselketen geëvalueerd. Het succes van deze soorten wijst erop dat de energie die de primaire producenten vastleggen goed kan doorstromen naar de top. Echter, het succes van de hoogste trofische niveaus wordt

ook bepaald door tal van andere factoren, zoals habitatkwaliteit, waterkwaliteit of predatie. Daarom zijn ze minder geschikt om de doorstroming van energie te evalueren. Bovendien willen we de ganse keten beter in beeld brengen, om bij problemen sneller te achterhalen waar het mis loopt. Daarom wordt naar verschillende stappen in de voedselketen gekeken.
Het vastleggen van zonne-energie door pelagische algen en de transfer naar het zoöplankton wordt geëvalueerd in de toetsparameter *Algen*. Omwille van de wisselwerking tussen algenbloei en de fysicochemische waterkwaliteit, wordt deze toetsparameter ondergebracht in de piramide Waterkwaliteit, als belangrijke component van de biologische waterkwaliteit. Ook de verklarende parameter *Zoöplankton* is om dezelfde reden bij waterkwaliteit ingedeeld: zoöplankton is immers sterk afhankelijk van de waterkwaliteit, maar heeft zelf ook, door begrazing van het fytoplankton, een determinerende invloed op die waterkwaliteit.

Omwille van beperkingen in de beschikbare data kan voor fytobenthos niet dezelfde benadering gevolgd worden als voor fytoplankton. De P_B:B-ratio is hier onvoldoende geschikt om de energiedoorstroming naar macrozoöbenthos te evalueren. De ratio en de chl a concentratie worden hier als verklarende parameters berekend. Macrzoöbenthos, dat bovendien niet louter van fytobenthos afhankelijk is, wordt daarom niet bij Leefomgeving geëvalueerd maar vormt het startpunt in de evaluatie van de voedselketen binnen *Ecologisch Functioneren*. ***Macrozoöbenthos*** vormt daarom de eerste toetsparameter binnen deze piramide (Figuur 1-1).

De verdere doorstroming van energie van de secundaire producenten, zowel benthische als pelagiale, naar hogere trofische niveaus is een zeer complex geheel. Soms gaat dit via een lange keten, maar andere predatoren voeden zich rechtstreeks op plankton. Alle stromen naar de diverse organismen ontwaren, valt niet te vatten met een paar parameters. In deze piramide wordt daarom de totale doorstroming van secundaire producten naar alle hogere niveaus samen beschouwd. Deze hogere niveaus, in hoofdzaak vis- en vogelgroepen, worden uitgewerkt in de toetsparameter ***vis & vogels***. Ook krabben horen tot deze groep van secundaire consumenten en zitten voor zover mogelijk mee vervat in deze toetsparameter.

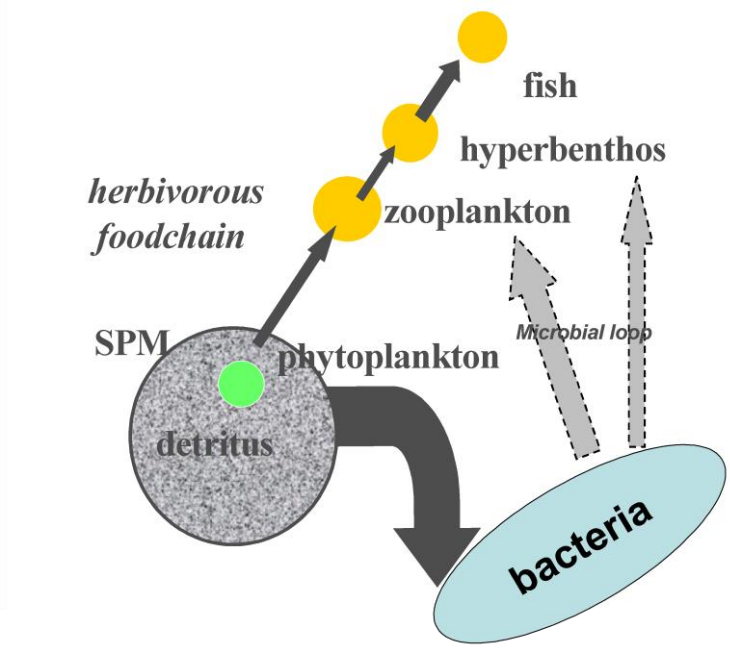


Figuur 1-1: Schematische weergave Communicatie-indicator Ecologisch functioneren

De gevolgde aanpak binnen dit hoofdstuk is vernieuwend. Grote studies die het ecologisch functioneren op deze wijze op schaal van een gans estuarium evalueren zijn

niet voorhanden. Vergelijkingspunten voor de Schelde zijn dus moeilijk te vinden en de berekeningen kennen nog veel onzekerheden en aannames. De nodige nuancering dient daarom ingebouwd te worden bij de bespreking van deze piramide.

Een deel van de primaire productie (en deels ook secundaire productie) stroomt overigens niet door binnen de hierboven beschreven voedselketen (Figuur 1-2). Het belandt via heterotrofe flagellaten en ciliaten in de zogenaamde microbiële loop. Bij dominantie van kleinere fytoplanktonsoorten is de fytoplanktonbiomassa minder opneembaar door het mesozoöplankton, wat de detritus-productie bevordert. Gezien het belang van de rotiferen populatie in de Schelde, mag worden verwacht dat een link tussen de microbiële loop en hogere trofisch niveaus (in dit geval mesozoöplankton, hyperbenthos, vis) zal worden gehandhaafd, maar hoe dan ook zal dit de efficiëntie van de transferten verminderen. Het risico op een sterkere uiting van de negatieve gevolgen van eutrofiëring is niet uitgesloten. Het simultaan monitoren van fyto –en zoöplankton-populaties is dus noodzakelijk om deze ontwikkeling te kunnen opvolgen. Als verklarende parameter is zoöplankton opgenomen in deze methodiek. Voor het uitwerken van toets- en rekenparameters met bijhorende criteria om de microbiële loop te evalueren, is echter nog onvoldoende kennis voorhanden.



Figuur 1-2: Trofische transferten in het pelagiaal (uit Meire & Maris, 2008)

1.2 Ruimtelijk en temporeel bereik

Omwille van de belangrijke verschillen in het functioneren, krijgen Westerschelde een Zeeschelde voor sommige rekenparameters een verschillende benadering. Dit wordt bij de parameters in kwestie duidelijk beschreven.

Het Schelde-ecosysteem is een dynamisch ecosysteem, dat van nature schommelingen kent in productiviteit, bijvoorbeeld ten gevolge van klimatologische omstandigheden. Deze schommelingen kunnen zich snel doorvertalen naar biomassa's in primaire en secundaire producenten. Effecten op hogere niveaus laten meestal wel langer op zich wachten. Omwille van deze schommelingen, wordt hier voorgesteld om steeds te werken met zesjaarlijkse gemiddelden voor benthos, zoöplankton, vis en vogels.

2 Toetsparameter: Macrozoöbenthos

2.1 Inleiding

Macrozoöbenthos, hierna kort 'benthos' genoemd, is relatief immobiel, waardoor een estuarium als voor benthos als een gesloten systeem kan worden beschouwd. Voor primaire productie kan de Westerschelde als gesloten systeem beschouwd worden omwille van de relatief hoge verblijftijden. De Zeeschelde daarentegen, ontvangt een vracht primaire productie vanuit het bekken (bovenstrooms) die redelijk snel kan doorstromen.

2.2 Belang van benthos voor het voedselweb

Het belang van benthos als essentiële schakel in de voedselketen is overduidelijk. Voornamelijk in ondiepe gebieden kan het macrobenthos een belangrijke impact hebben op de biomassa van fytoplankton. Daarnaast is het macrobenthos een belangrijke bron van voedsel voor vogels en vissen in het systeem.

2.3 Rekenparameters en criteria voor Marcozoöbenthos

Omwille van de hierboven vermelde verschillen in het systeem, zullen voor Westerschelde en Zeeschelde (inclusief de tijgebonden zijrivieren) verschillende rekenparameters uitgewerkt worden. De achterliggende gedachtegang blijft echter wel gelijk voor beide delen van het estuarium.

2.3.1 Macrozoöbenthos Westerschelde: verhouding macrobenthische biomassadichtheid - primaire productie

Herman et al. (1999) vonden via een interestuariene vergelijking een verband dat het dynamisch evenwicht tussen macrobenthische biomassaproductie (per eenheid van oppervlakte) en systeemgemiddelde primaire productie beschrijft. Deze verhouding kan op de Westerschelde worden toegepast, met volgend criterium als gevolg:

In de Westerschelde moet de macrobenthische biomassadichtheid (ADW_{mb}, in g $AFDW.m^{-2}$) zich verhouden tot de primaire productiedichtheid (PP, in g $C.m^{-2}.j^{-1}$) volgens de vergelijking: $ADW_{mb}=1,5+0,105*PP$

Afwijking naar beneden van deze trend indiceert in principe onevenwicht. Er zijn 2 mogelijkheden. Er treedt verworming op (onevenwicht tussen detrivoren en filtrerende organismen ten gunste van de eerste groep) of de totale productie van macrozoöbenthos blijft achter bij de productie van het systeem. Het verband gaat er immers van uit dat schelpdieren de biomassa domineren en dat de gemiddelde productie (dus de verhouding jaarproductie benthos ten opzichte van waargenomen biomassa) voor schelpdiersoorten gemiddeld gelijk zal zijn. Wanneer schelpdieren grotendeels ontbreken en Oligochaeten grotendeels de benthosproductie uitmaken, treedt er een probleem op. Voor Oligochaeten met een hogere turnover en dus een andere verhouding tussen de jaarproductie en de actuele biomassa zal de macrobenthische biomassa – primaire productie verhouding anders liggen. Men kan stellen dat de actuele biomassa in een Oligochaeten gedomineerde gemeenschap de benthosproductie onderschat wanneer de verhouding op basis van door schelpdieren gedomineerde systemen wordt aangehouden.

Andere mogelijkheid is dat de totale productie van het macrozoöbenthos achter blijft bij de productie van het systeem, wat vooral kan duiden op invloeden van verontreinigingen,

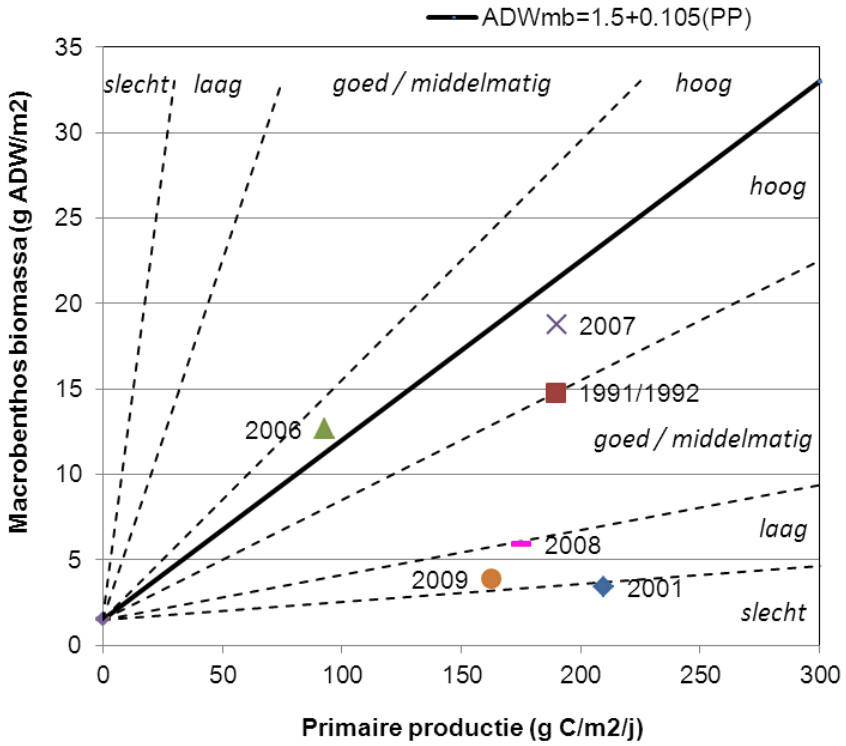
anaerobie, zwevend stof en/of lange retentietijden en geringe circulatie (het laatste zal in het Scheldesysteem, behalve zeer lokaal, nauwelijks een rol spelen). Onderbegrazing wordt ook negatief beoordeeld.

Afwijking naar boven geeft aan dat het systeem mogelijk tegen overbegrazing door benthos zit. Daar dit normaal gesproken geen permanente toestand kan zijn, zal dit ook slechts sporadisch kunnen voorkomen en vormt dit geen probleem.

De evolutie in macrobenthische biomassadichtheid of primaire productiedichtheid op zich levert ook interessante info op: beide kunnen daarom als verklarende parameter aangewend worden.

De rekenparameter “macrobenthische biomassadichtheid - primaire productie verhouding” dient enkel in de Westerschelde jaarlijks bepaald te worden. De evaluatie gebeurt met zesjaarlijkse gemiddelden. Er kunnen immers sterke jaar tot jaar verschillen optreden. De gemiddelde primaire productie in een systeem is veelal veel stabieler in een systeem dan de macrobenthische biomassa. En daar waar de primaire productie een directe respons zal vertonen op veranderende omstandigheden, zal de respons in de macrobenthische biomassa (afhankelijk van de oorzaak) eerder een vertraging vertonen. Bij deze laatste kunnen fluctuaties het gevolg zijn van jaren met succesvolle broedval (effect in biomassa met vertraging) of het uitblijven van broedval van relatief algemene schelpdiersoorten. Daarom wordt gewerkt met het zesjaarlijks gemiddelde: een structurele lage biomassa resulterend in structurele onderbegrazing duidt dan op een onbalans in het systeem.

De toetsing van dit criterium is in de BEQI index vervat en is in detail en met toepassingen uiteengezet in Van Hoey et al. (2007). Figuur 2-1 toont de toepassing voor Westerschelde voor de jaren 2001, 2006, 2007, 2008, 2009 (uit de T2009 rapportage). De macrobenthos biomassa / primaire productie verhoudingen zoals met stippellijnen in de figuur weergeven, zijn achtereenvolgens van links naar rechts volgens de verhoudingen 1:1, 1:2.5, 2:15, 1:15, 1:40 en 1:100; dit is de indeling van Van Hoey et al. (2007). Voor een positieve evaluatie binnen deze Evaluatiemethodiek is niet de “perfecte” verhouding vereist met een score in de zone “hoog”; een score in de zone “goed/middelmatig” volstaat op voorwaarde dat er geen significant negatieve trend wordt opgetekend over de voorbije 6 jaar.



*Figuur 2-1: De macrobenthische biomassa – primaire productie verhouding voor de Westerschelde (T2009 rapportage, Depreiter et al., 2013). Idealiter liggen de jaarwaarden op de dikke lijn volgens de verhouding ADWmb = 1.5 + 0.105 * PP. Met de stippellijnen zijn de door Van Hoey et al. (2007) aangeduide ADWmb tot PP relaties weergegeven die een indicatie geven van de mate van evenwicht tussen de twee met in de tekst een aanduiding van de mate van evenwicht.*

Voor een goede vergelijking tussen verschillende perioden is het belangrijk dat bij de uitwerking van deze rekenparameter steeds dezelfde aannames worden gedaan.

Enerzijds dient de macrobenthische biomassa voor de Westerschelde te worden bepaald. Hiervoor worden de monsters gekoppeld aan ecotopenkaarten (voor opschaling naar het gehele systeem naar ratio van de habitats) zoals omschreven voor de rekenparameter Benthos behorende tot de piramide Flora & Fauna. Omwille van databeschikbaarheid en de vergelijkbaarheid met andere jaren, worden steeds alleen de najaarsgegevens gebruikt. Wanneer de biomassa op een ander moment wordt bepaald zal de verhouding (secundaire) biomassa ten opzichte van primaire productie anders liggen. De najaarsbiomassa komt ongeveer overeen met de piekbiomassa die per jaar kan worden aangetroffen.

Anderzijds dient primaire productie bepaald te worden, welke bestaat uit een benthische en een pelagische component. Beide zullen als gemiddelde voor de gehele Westerschelde dienen te worden berekend om vervolgens te worden opgeteld. De pelagische component, de fytoplankton productie, werd anno door 2009 NIOZ-Yerseke op 4 stations in de Westerschelde bepaald. Hiermee kan de pelagische jaarproductie bepaald worden. Aangezien die productie in de waterkolom plaats vindt, wordt de jaarproductie vermenigvuldigd met het aandeel aan oppervlak op het totaal dat het sublitorale en de helft van het intertidale uitmaakt (dit laatste omdat bij benadering het intertidale voor de helft van de tijd onder water zal staan).

De benthische component van de primaire productie wordt niet als zodanig in de Westerschelde gemeten, maar is er wel een uitgebreide dataset met chl a concentraties van het fytobenthos. Het betreft een groot aantal metingen per maand van chl a in microgram per gram sediment voor de bovenste centimeter van het substraat. Met een gemiddelde dichtheid van het sediment van 1.55 g/cm^3 (bepaald door De Jong et al.

(1994) voor de Oosterschelde) kan de biomassa aan chl a per m³ ingeschat worden. De jaargemiddelde primaire productie wordt berekend via de formule:

$PP_{fytobenthos} = 1.13\ B_{chlorofyl\text{-}a} + 8.23$ (De Jong et al., 1994).
met: $PP_{fytobenthos}$ = primaire productie in gram koolstof per vierkante meter per jaar
$B_{chlorofyl\text{-}a}$ = chlorofyl a biomassa in milligram per vierkante meter per jaar in de bovenste centimeter van het sediment

Deze methode om de benthische component in te schatten werd reeds toegepast in de T2009 evaluatie. Het toepassen van relaties uit de Oosterschelde in de Westerschelde kan wel enige vertekening geven. Indien deze voor de Westerschelde beschikbaar zijn, genieten dit uiteraard de voorkeur (maar dienen voor een trendanalyse ook berekeningen van voorgaande jaren herdaan te worden met de nieuwe rekenmethode). Aangezien de fytobenthosproductie hoofdzakelijk plaats vindt in het laagdynamische sublitoraal, wordt de jaarproductie vermenigvuldigd met het aandeel aan oppervlak voor de laagdynamische sublitorale ecotopen op het totaal voor de Westerschelde.

2.3.2 Macrozoöbenthos Zeeschelde: 30 ton AFDW aan benthos

In de Zeeschelde moet jaargemiddeld in intergetijdengebied minstens 30 ton AFDW (= Ash Free Dry Weight ofwel asvrij drooggewicht) aan benthos aanwezig zijn, waarvan minstens 2 ton per Schelde zone (niveau 3). De onderbouwing en berekening van dit criterium spruit voort uit de methode die hierna wordt samengevat. De methode vormt de kern van deze rekenparameter, niet het resultaat van 30 ton.

Met het begrip draagkracht als centraal concept is voor de Zeeschelde een methode uitgewerkt om te bepalen hoeveel hectare slikgebied nodig is in een estuarium (Adriaenssen et al., 2005). Deze instandhoudingsdoelstelling ging uit van relaties tussen benthos, fytoplankton en waterkwaliteit. Een bekkenmodel (Billen et al., 2005), met eraan gekoppeld een estuarien model, werd gebruikt om de waterkwaliteit van verschillende scenario's te reconstrueren:

- een ongerept scenario waarin werd aangenomen dat het hele bekken met woud was bedekt zonder menselijke aanwezigheid,
- scenario's waarin de maatschappelijke ontwikkelingen waren vervat van vijfjaarlijkse perioden gaande van 1950 tot 2000 (gehanteerd als 'huidig' scenario),
- en een geïdealiseerd toekomstscenario (2015) waarin werd aangenomen dat aan alle Europese richtlijnen van goed landbouwbeleid is voldaan.

De waterkwaliteitsresultaten die voor elk van deze scenario's naar voor kwamen, maakten het mogelijk de overeenkomstige primaire productie te bepalen, in acht genomen de aanname dat het lichtklimaat een constante zou zijn (Tabel 2.1). Vervolgens werd aangenomen dat het trofisch verband tussen primaire productie en benthosbiomassa in de Zeeschelde constant is gebleven over de verschillende scenario's. Via extrapolatie van de relatie die voor de Westerschelde werd vooropgesteld (zie boven) werd de benthosbiomassa per eenheid van oppervlakte voor elk scenario bepaald (Tabel 2.1). Met inachtname van het beschikbaar habitatareaal voor elk scenario werden vergelijkingen opgesteld tussen de scenario's die aangaven waar relatieve tekorten waren in benthos hoeveelheden. De enige factor die nog nodig was om compensaties voor waargenomen tekorten te kunnen duiden, was te weten aan welk scenario een goede referentiestatus mocht toegekend worden. Als referentievoorwaarde werd vooropgesteld dat de waterkwaliteit (zuurstofconcentratie) de diversiteit van de estuariene aquatische fauna niet mocht aantasten. Responswaarden van soorten op zuurstof waren ruim genoeg voorradig in de wetenschappelijke literatuur om te kunnen vooropstellen welke de minimale behoeften zijn voor een goede zuurstofhuishouding. De vereisten voor zuurstof staan opgelijst in de piramide *Waterkwaliteit*. Voor elk scenario

werd de waterkwaliteit afgetoetst aan de referentievoorwaarde. Voor de Zeeschelde kwamen het ‘ongerepte’ scenario en het ‘1950’ scenario als geschikte referenties uit de bus. Voor deze scenario’s was de waterkwaliteit geschikt voor een goede diversiteit, wat althans voor het ongerepte scenario logisch is. Omdat het beschikbaar areaal voor 1950 beter gekend is dan van het ongerept scenario, wordt ‘1950’ als referentie gehanteerd.

Voor de referentietoestand is een systeemgemiddelde benthosbiomassa van grofweg 30 ton wenselijk. Voor het huidig ‘2000’ scenario, gekenmerkt door minder areaal maar grotere productie is slechts 25 ton voorradig. Er was bijgevolg een vijftal ton tekort, en dit tekort zal in het gestelde toekomstperspectief (‘2015’ scenario) wellicht verder toenemen.

De berekening van de 30 ton is zeker voor discussie vatbaar. Ze steunt op een modelmatige benadering van de benthosbiomassa. Los van de beperkingen van de gebruikte modellen zijn andere opmerkingen te plaatsen. Noch het subtidaal, noch de zijrivieren zijn bij de bepaling inbegrepen. De data die als validatie van de berekening moesten dienen, waren op het moment van de berekening niet geschikt. Momenteel heeft INBO wel reeds een verkennende berekening gedaan. Die resultaten blijken niet in tegenspraak te zijn met de voorgestelde 30 ton.

Tabel 2.1: Afleiding rekenparameter

Parameter	**Eenheid**	**1950**	**2000**
System average primary production	(g $Cm^{-2}y^{-1}$)	43,6	55,4
System average benthos production	(g $AFDW.m^{-2}y^{-1}$)	3,1	4,3
Total system mudflat area	(ha)	985	592
Biomassa	(ton AFDW)	31	25

2.3.2.1 Berekeningswijze

De totale macrozoöbenthos biomassa (op een 0.5 mm zeef: alle benthos inclusief de oligochaeten) gewogen in gram asvrij drooggewicht (ADW) wordt bepaald door de organismen per locatie en per soort te verzamelen, 2 dagen te drogen bij 80 °C en 2 uur te verassen bij 560-580 °C, om zodoende rechtstreeks het gewicht te bepalen, dan wel door een vers (FW) naar asvrij drooggewicht-regressie per soort te bepalen (bij voorkeur gebruik van gegevens uit zelfde gebied en jaargetijde) en deze toe te passen op gemeten versgewichten (kan nodig zijn wanneer de organismen nog voor andere doeleinden worden gebruikt), dan wel door een lengte-gewicht-regressie per soort te bepalen (bij voorkeur gebruik van gegevens uit zelfde gebied en jaargetijde) en deze toe te passen op gemeten lengtes (wordt vaak bij schelpdieren toegepast omdat dit nauwkeuriger is dan een FW-ADW omrekening) (zie onder andere Sistermans et al. (2009)). De totale macrozoöbenthos biomassa (mg ADW) wordt vervolgens berekend voor ieder monsterpunt. De totale biomassa per vierkante meter wordt vervolgens berekend per ecotoop/fysiotoop. Gebruik makende van het totale aanwezige oppervlak per fysiotoop per zone is de totale biomassa per Scheldezone (niveau 3) berekend, waaruit de totale systeembiomassa kan worden bepaald.

Voor een aanpassing of validatie van het criterium zelf, is de bepaling van systeem gemiddelde primaire productie vereist. Er werd hier gewerkt met de netto primaire productie, bepaald op dezelfde wijze als voor de rekenparameter voor de Westerschelde.

2.3.3 Diversiteit benthos

Als er geen goede benthische diversiteit is in zowel Westerschelde als Zeeschelde, is het goed ecologisch functioneren niet verzekerd, ook al worden de bovenstaande criteria voor Westerschelde en Zeeschelde gehaald. Daarom wordt als randvoorwaarde een extra rekenparameter opgenomen: de voorwaarden voor een goede diversiteit moeten zijn vervuld in het gehele Schelde-estuarium, niet enkel in relatie met zuurstof, maar

algemeen en volledig. Voor de beoordeling van deze rekenparameter wordt verwezen naar de piramide *Flora & Fauna*. Als daar benthos positief beoordeeld wordt, is voldaan aan deze rekenparameter.

2.3.4 Filterfunctie

Binnen het benthos bekleden de zogenaamde filterfeeders een belangrijke rol. Hoofdzakelijk betreft het tweekleppige weekdieren die per individu een relatief hoge biomassa hebben. Van nature zijn dit de twee dominante filtrerende soorten in het Schelde-estuarium, de kokkel en de mossel, met daarnaast ook verschillende andere soorten. Het is met de huidige kennis niet mogelijk af te lijnen hoeveel filterfeeders nodig zijn voor ecologisch functioneren. Het is niet altijd zinnig om te verwachten dat een systeem dat door ingrepen totaal vertroebeld is, kan hersteld worden door voldoende filterfeeders. Wel wordt vooropgesteld dat de filterfunctie wel degelijk in het estuarium moet vertegenwoordigd zijn. Immers, de filterfunctie garandeert een rechtstreekse doorstroming van fytoplanktonproductie naar hogere niveaus in de voedselketen. Het is aannemelijk dat door de afname van ondiepe gebieden en door de verhoging van de dynamiek, de filterfunctie door benthos gaandeweg is afgenomen. Lokale luwten die als belangrijke hotspots konden fungeren, zoals de Braakman, zijn verdwenen. Er bestaan aanwijzingen dat de troebelheid van het estuarium is toegenomen. Indien deze trend verder zou gaan en steeds meer sediment gaat opwervelen, dan riskeren we dat de filterfunctie op een bepaald ogenblik zal ineen klappen. In de Eems is dit al gebeurd. Dit scenario moet te allen tijde vermeden worden. Daarom heeft het estuarium meer dan ooit behoefte aan een intense concentratie van filterfeeders die, al was het maar lokaal, die filterfunctie op zich in stand kunnen houden. Daartoe kunnen volgende criteria worden vooropgesteld:

- Er moet permanent minstens 1 mosselbank op natuurlijk substraat aanwezig zijn in het Schelde-estuarium.
- Er moeten minimaal 4 miljoen kg en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg versgewicht kokkels in de Westerschelde aanwezig zijn.

Het criterium voor kokkels, zoals door EZ gehanteerd voor het uitgeven van visserij vergunningen (Kesteloo et al., 2009), is in wezen een instandhoudingsdoelstelling voor een economische baat die door het estuarium geleverd wordt, en is in die zin een ecologisch-economische win-win.

2.3.5 Verklarende parameters

Volgende parameters kunnen als verklarende parameters aangewend worden bij deze piramide:

- Zuurstof (zie Zuurstof bij Waterkwaliteit)
- Primaire productie (zie Algen bij Waterkwaliteit)
- Arealen, incl. areaal schelpdieren (zie Leefomgeving)
- Habitatkwaliteit (zie Leefomgeving en Flora & Fauna)
- Predatoren (zie Flora & Fauna voor diverse soorten)
- Toxische stoffen (zie toxische stoffen bij Waterkwaliteit)
- macrobenthische biomassadichtheid (zie rekenparameter Macrozoöbenthos Westerschelde)
- primaire productiedichtheid (zie rekenparameter Macrozoöbenthos Westerschelde)

2.4 Samenvatting en beoordeling

Rekenparameter	Beoordeling
Macrozoöbenthos Westerschelde	In de Westerschelde verhoudt de macrobenthische biomassadichtheid (ADW_{mb} , in g AFDW.m^{-2}) zich ideaal tot de primaire productiedichtheid (PP, in g C.m^{-2}.j^{-1}) volgens de vergelijking: ADW_{mb}=1,5+0,105*PP. Voor een positieve evaluatie is een verhouding, gemiddeld over 6 jaar, vereist met een score in de zone “hoog” (zie Van Hoey et al., 2007); een score in de zone “goed/middelmatig” voldoet ook op voorwaarde dat er geen significant negatieve trend wordt opgetekend over de voorbije 6 jaar.
Macrozoöbenthos Zeeschelde	Aan beide voorwaarden dient voldaan te zijn voor een positieve beoordeling: 30 ton AFDW aan benthos in totaal en 2 ton per Scheldezone (niveau 3).
Diversiteit benthos	Voor de beoordeling van deze rekenparameter wordt verwezen naar de piramide *Flora & Fauna*.
Filterfunctie: mossels	Er moet permanent minstens 1 mosselbank op natuurlijk substraat aanwezig zijn in het Schelde-estuarium.
Filterfunctie: kokkels	Er moeten minimaal 4 miljoen kg versgewicht kokkels in het Schelde-estuarium aanwezig zijn.

De toetsparameter *Benthos* wordt positief geëvalueerd als aan alle bovenstaande criteria is voldaan.

3 Toetsparameter Vissen en Vogels

3.1 Inleiding

Waar de doorstroming van energie van het primaire naar het secundaire niveau nog relatief eenvoudig kan geschat worden, is de bepaling van de doorstroming naar hogere niveaus een stuk gecompliceerder. Voor vis en vogels is het estuarium veeleer een open systeem. Op systeemschaal beschouwd moet het echter mogelijk zijn de verhouding tussen secundaire productie en hoger trofisch functioneren in te schatten, ook al is er, in tegenstelling tussen de relatie primaire-secundaire productie, nog geen interestuariene vergelijking opgesteld die dergelijke verhouding krachtiger zou maken. Wel zijn er tal van ecologische relaties voorhanden die aangeven dat predator-prooi relaties neerkomen op een doorstroming van grofweg 10 % van de energie naar het volgende niveau.

Bij deze toetsparameter wordt voor de energie doorvoer de afgeleide factor biomassa gebruikt, waarbij er vanuit wordt gegaan dat er een balans is in voedselaanbod en predatiedruk wanneer de biomassa-verhouding tussen de twee rond de 10% ligt. Pauly en Christensen (1995) beschrijven een trofische efficiëntie in de voedselketen naar vis van ca. 10% (s.d. 5%). Echter, tussen gemeenschappen treedt op dit verband ruis op: een vissoort kan benthos eten maar ook andere vissen als prooi bejagen, of een ander menu hebben als juveniel dan als adult. Benthos stroomt door naar waadvogels, maar tevens naar vis en ook naar krabben. Ook is biomassa een afgeleide van de energiedoorstroom, maar komen aspecten als warmte productie en actieve mobiliteit hier niet in terug, en zal de grootte en de turn-over van de desbetreffende organismen een rol spelen. Het is dus zaak om een behoorlijke bandbreedte in de verhouding aan te houden waarbinnen er nog sprake is van enige balans.

Volgend criterium wordt voorgesteld:

Van alle benthos, hyperbenthos en zoöplankton samen moet op systeemschaal 10 % van de biomassa doorstromen naar het hoger trofisch niveau bestaande uit vis, vogels en krabben.

Op deze parameter zal heel wat ruis zitten. Cruciaal bij de evaluatie van deze parameter is echter dat steeds dezelfde groepen op dezelfde wijze in de berekeningen worden meegenomen, om vergelijking tussen perioden mogelijk te maken.

Het verband wordt bepaald voor primaire consumenten benthos, hyperbenthos en zoöplankton enerzijds en vis, vogels en krabben als predatoren (secundaire consumenten) anderzijds. Voor vis worden enkel de benthivore en zoöplanktivore soorten beschouwd (Tabel 3.1). De piscivore, planktivore en detrivore vissoorten worden buiten beschouwing gelaten. Voor vogels worden de benthivore en de omnivore soorten beschouwd, niet de piscivore en herbivore (Tabel 3.2). Krabben gelden als belangrijke predatoren en worden ook meegerekend.

Tabel 3.1: Referentielijst voor vissen in het Schelde estuarium (Breine 2009). De Natura 2000 code is weergegeven voor soorten waarop in het gebied instandhoudingsplicht rust in de zin van de Habitatrichtlijn. Soorten in vetjes weergegeven zijn opgenomen in de MEP en/of GEP lijst in de zin van KRW in één of meerdere zones van het estuarium. (MEP/GEP): Estuarien gebruik groep: A anadroom, C Katadroom, Es estuarien resident, F zoetwatersoort (=exotische soort), Mj marien juveniel, Ms mariene seizoensgast, M mariene dwaalgast. Voor Driedoornige stekelbaars bestaan 2 morfologische varianten. Piekmaand in Doel: maand waarin de grootste aantallen van de betrokken soort verwacht wordt ter hoogte van Doel. Lichte verschuivingen mogelijk door klimatologische omstandigheden. Habitat: D op de bodem en in de waterkolom, B op de bodem , P in de waterkolom. Trofische groep: B eet zoöbenthos, F eet vis, Z eet zoöplankton, P eet plankton, De eet detritus, O omnivoor, V vertivoor. Voortplantingsstrategie: Ob benthisch eieren, , Op pelagische eieren, Ov eieren vastgehecht, Og broedzorg op nest Os broedzorg in mond of broedzak, V levendbarend . Voortplantingseisen: indicator is relevant in M mesohalien, O oligohalien of F zoetwater. Habitatgevoeligheid: F fragmentatiegevoelig, H gevoelig voor habitataanbod. Vervuilingsgevoeligheid: I intolerant, T tolerant.*

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Acipenser sturio	Atlantische steur	A		D	B	BF	Ov				X	X	X	X	X				
Alosa alosa	Elft	A		P	P	BF	Ob				X	X	X	X	X				
Alosa fallax (H1103)	Fint	A	5	P	P	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Coregonus oxyrhynchus	Houting	A		P	BZ	BZ	Ob			I	X								
Lampetra fluviatilis (H1099)	Rivierprik	A	2	B	B	F	Ob	F	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Osmerus eperlanus	Spiering	A	7	P	B	BF	Ob	F	F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Petromyzon marinus (H1095)	Zeeprik	A		D	B	F	Ob	MOF	F/H	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Salmo salar	Zalm	A		P		F	Ob				X	X	X	X	X				
Salmo trutta	Zeeforel	A		P	B	BF	Ob		F	I	X	X	X	X	X	X	X	X	
Gasterosteus aculeatus	Driedoornige stekelbaars	A/F	2	P	BZ	BZ	Og	F	F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anguilla anguilla	Paling	C	4/8	B	O	O	Op		F	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Liza ramado	Dunlipharder	C		P	P/De	De/O	Op			I	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Agonus cataphractus	Harnasmannetje	Es		B	B	B	Ov				X	X							
Ammodytes tobianus	Kleine zandspiering	Es	4	B	P	P	Ob				X	X							
Aphia minuta	Glasgrondel	Es		P	P	P	Os					X				X			
Liparis liparis	Slakdolf	Es		B	B	B	Ov			I	X	X				X			
Myoxocephalus scorpius	Zeedonderpad	Es		B	B	BF	Og			T	X	X	X			X	X		
Pholis gunnellus	Botervis	Es		D	B	B	Og				X	X							
Platichthys flesus	Bot	Es	5	B	BZ	BF	Op		F/H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pomatoschistus microps	Brakwatergrondel	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X	X		X	X		
Pomatoschistus minutus	Dikkopje	Es	10	B	BZ	B	Og	MO	H		X	X	X			X	X		
Syngnathus acus	Grote zeenaald	Es	10	B	BZ	B/BF	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
Syngnathus rostellatus	Kleine zeenaald	Es	9	B	P	BZ	Os	M	H	I	X	X	X			X	X		
Zoarces viviparus	Puitaal	Es		B	BZ	B	V	M	H		X	X	X			X	X		
Gobius niger	zwarte grondel	Es		B		B/BF	Og												
Hippocampus guttulatus	Zeepaardje	Es		P		B/BF	Os												
Hippocampus hippocampus	Kortsnuitzeepaardje	Es		P		B	Os												
Raniceps raninus	Vorskwab	Es		D		BF	Op												
Spinachia spinachia	Zeestekelbaars	Es		D		BZ	Og												
Nerophis ophidion	Zeenaald sp.	Es		D	B	BZ	Os												
Chelidonichthys lucernus	Rode poon	Mj	6	D	BZ	BF	Op		H		X	X				X			
Clupea harengus	Haring	Mj	12	P	P	P	Ov			T	X	X	X			X	X		
Dicentrarchus labrax	Zeebaars	Mj	9	D	BZ	BZ/BF	Op			T	X	X	X			X	X		
Gadus morhua	Kabeljauw	Mj	12	D	BZ	BZ/BF/(	Op			I	X	X							
Limanda limanda	Schar	Mj	11	B	B	B/BF	Op				X	X							
Merlangius merlangus	Wijting	Mj	11	D	B	BF	Ob		H	T	X	X				X			
Pleuronectes platessa	Schol	Mj	5	B	B	B	Op		H		X	X				X			
Psetta maxima	Tarbot	Mj		B		BF	Op				X	X							
Scophthalmus rhombus	Griet	Mj	11	B	BZ	BF	Ob				X	X							
Solea solea	Tong	Mj	7	B	BZ	B	Op		H	I	X	X	X			X	X		

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Estuarien gebruik groep	Piekmaand in Doel	Habitat	Trofische groep (Juveniel)	trofische groep (Adult)	Reproductiestrategiegroep	Voortplantingseisen	Habitatgevoeligheid	Vervuilingsgevoeligheid	MEP Westerschelde	MEP Mesohaliene zone	MEP Oligohaliene zone	MEP zoetwater zone	MEP zijrivieren	GEP Mesohaliene zone	GEP Oligohaliene zone	GEP Zoetwater zone	GEP zijrivieren
Atherina presbyter	Grote koornaarvis	Ms	7	P	P	P/B	Ov					X							
Belone belone	Geep	Ms		P		F					X	X							
Chelon labrosus	Diklipharder	Ms		D		De	Op				X	X							
Ciliata mustela	Vijfdradige meun	Ms	12	B	BZ	B	Op		H	T	X	X							
Cyclopterus lumpus	Snotolf	Ms		B		BZ	Og				X	X							
Dasyatis pastinaca	Pijlstaartrog	Ms		B		B					X								
Engraulis encrasicolus	Ansjovis	Ms	9	D	BF	P	Op				X	X				X			
Pomatoschistus lozanoi	Lozano's grondel	Ms	10	B	BZ	B/BZ	Og					X							
Sprattus sprattus	Sprot	Ms	11	P	P	P	Op				X	X	X			X	X		
Trisopterus luscus	Steenbolk	Ms	7	D	B	B/BF	Op				X	X	X			X	X		
Abramis brama	Brasem	F		B	P	B	Ov			T			X	X	X		X	X	X
Alburnus alburnus	Alver	F		P	P	O	Ov							X	X				
Barbatula barbatula	Bermpje	F		P		B	Og		H	I					X				
Blicca bjoerkna	Kolblei	F		D	P	O	Ob			T			X	X	X		X	X	X
Carassius carassius	Kroeskarper	F		P	BZ	O	Ov		H	T				X	X			X	X
Cobitis taenia (H1149)	Kleine modderkruiper	F		B	B	B	Ov								X				X
Cottus gobio (H1163)	Rivierdonderpad	F		B		B	Og							X	X				
Esox lucius	Snoek	F		D	BZ	VF	Ov	F	F/H	I			X	X	X		X	X	X
Gobo gobio	Riviergrondel	F	10	B	B	B	Ov								X				X
Gymnocephalus cernuus	Pos	F		B	BZ	B	Ov		H	T	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lampetra planeri (H1096)	Beekprik	F		D	P	-	Ob								X				
Leucaspius delinatus	Vetje	F		P		B	Og								X				
Leuciscus cephalus	Kopvoorn	F		P	BZ	O	Ov								X				
Leuciscus idus	Winde	F		P	BZ	BF	Ov		F	I			X	X	X		X	X	X
Leuciscus leuciscus	Serpeling	F		P	B	B	Ob								X				
Lota lota	Kwabaal	F		B	B	F	Ob					X	X	X	X				
Misgurnus fossilis (1145)	grote modderkruiper	F		B	B	B	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
Perca fluviatilis	Baars	F		P	B	BF	Ov			T		X	X	X	X	X	X	X	X
Phoxinus phoxinus	Elrits	F		P	B	B/V/H	Ob			I					X				
Pungitius pungitius	Tiendoornige stekelbaars	F	1	D	BZ	B	Og	F	F/H	T			X	X	X		X	X	X
Rhodeus sericeus (H1134)	Bittervoorn	F		B	P	BZ	Og		F/H	T			X	X	X		X	X	X
Rutilus rutilus	Blankvoorn	F		P	O	O	Ov			T			X	X	X	X	X	X	X
Scardinius erythrophthalmus	Rietvoorn	F		P	O	O	Ov		H	T			X	X	X		X	X	X
Siluris glanis	Europese meerval	F		B	BZ	VF	Og	F	F	T			X	X	X		X	X	X
Tinca tinca	Zeelt	F		D	P	B	Ov								X				X
Sander lucioperca	Snoekbaars	F*		D	BZ	BF	Og			T						X	X	X	
Carassius gibelio	Giebel	F*		P		O	Ob												
Cyprinus carpio	Karper	F*		D		O	Ov												
Lepomis gibbosus	Zonnebaars	F*		P		B	Og												
Oncorhynchus mykiss	Regenboogforel	F*		P		O	Ob												
Pseudorasbora parva	Blauwbandgrondel	F*		D		B	Ob												
Arnoglossus laterna	Schurftvis	M		B															
Buglossidium luteum	Dwergtong	M		B		B	Op												
Callionymus lyra	Pitvis	M		D		B	Op												
Echiichthys vipera	Kleine pieterman	M		B		BF	Op												
Entelurus aequoreus	Adderzeenaald	M		D		BZ	Os												
Eutrigla gurnardus	grauwe poon	M		D		B	Op												
Glyptocephalus cynoglossus	Hondstong	M		B															
Hippoglossus hippoglossus	Heilbot	M		B															
Hyperoplus lanceolatus	grote zandspiering	M		D	Z	F	Ob												
Melanogrammus aeglefinus	Schelvis	M		D		O													
Mullus surmuletus	Mul	M		D		B	Op												
Pollachius pollachius	Pollak	M		D		F													
Pomatoschistus pictus	gevlekte grondel	M		B		B	Ob												
Raja clavata	Stekelrog	M		B															
Sardina pilchardus	Sardien	M		P		P													
Scomber scombrus	Makreel	M		P		BF	Op												
Trachinus draco	Grote Pieterman	M		D			Op												
Trachurus trachurus	Horsmakreel	M		P		BF	Op												
Trigloporus lastoviza	Gestreepte poon	M		D		BF													
Trisopterus minutus	Dwergbolk	M		D		BF													

Tabel 3.2: Globaal, maar niet uitputtend, overzicht van de indeling van in het Schelde estuarium voorkomende vogels naar de indicator groepen.(Pisc = piscivoor, herb = herbivoor, omn = omnivoor, benth = benthivoor) Voor de indeling is gebruik gemaakt van Van den Bergh et al. (2005), Van Ryckegem et al. (2006) en Van Roomen et al. (2007).

Soort	Species	Indicator
Dodaars	*Tachybaptusruficollis*	N_{pisc}[11]
Fuut	*Podicepscristatus*	N_{pisc}
Aalscholver	*Phalacrocoraxcarbo*	N_{pisc}
Kleine Zilverreiger	*Egrettagarzetta*	N_{pisc}
Blauwe Reiger	*Ardeacinerea*	N_{pisc}
Lepelaar	*Platalea leucorodia*	N_{pisc}
Middelste Zaagbek	*Mergusserrator*	N_{pisc}
Grote Stern	*Sterna sandvicensis*	N_{pisc}
Visdief	*Sterna hirundo*	N_{pisc}
Dwergstern	*Sterna albifrons*	N_{pisc}
Knobbelzwaan	*Cygnusolor*	N_{herb}
Kleine Zwaan	*Cygnuscolumbianus*	N_{herb}
Wilde Zwaan	*Cygnuscygnus*	N_{herb}
Rietgans	*Anser fabalis*	N_{herb}
Kolgans	*Anser albifrons*	N_{herb}
Dwerggans	*Anser erythropus*	N_{herb}
Grauwe Gans	*Anser anser*	N_{herb}
Canadese Gans	*Brantacanadensis*	N_{herb}
Meerkoet	*Fulica atra*	N_{herb}
Waterhoen	*Gallinulachloropus*	N_{herb}
Wilde Eend	*Anasplatyrhynchos*	N_{herb}
Smient	*Anaspenelope*	N_{herb}
Krakeend	*Anasstrepera*	N_{omn}
Wintertaling	*Anascrecca*	N_{omn}
Pijlstaart	*Anasacuta*	N_{omn}
Slobeend	*Anasclypeata*	N_{omn}
Tafeleend	*Aythyaferina*	N_{omn}
Kuifeend	*Aythyafuligula*	N_{omn}
Bergeend	*Tadornatadorna*	N_{benth}
Scholekster	*Haematopus ostralegus*	N_{benth}
Kluut	*Recurvirostra avosetta*	N_{benth}
Bontbekplevier	*Charadriushiaticula*	N_{benth}
Strandplevier	*Charadriusalexandrinus*	N_{benth}
Goudplevier	*Pluvialis apricaria*	N_{benth}
Zilverplevier	*Pluvialissquatarola*	N_{benth}
Kievit	*Vanellus vanellus*	N_{benth}
Kanoetstrandloper	*Calidriscanutus*	N_{benth}
Drieteenstrandloper	*Calidris alba*	N_{benth}
Krombekstrandloper	*Calidrisferruginea*	N_{benth}
Bonte Strandloper	*Calidris alpina*	N_{benth}
Rosse Grutto	*Limosa lapponica*	N_{benth}
Wulp	*Numenius arquata*	N_{benth}
Zwarte Ruiter	*Tringaerythropus*	N_{benth}
Tureluur	*Tringatotanus*	N_{benth}
Groenpootruiter	*Tringa nebularia*	N_{benth}
Steenloper	*Arenariainterpres*	N_{benth}

[11]Meegeteld als piscivoor voor evaluatie maar in de Zeeschelde en binnendijks zou deze soort zich eerder als insectivoor gedragen.

Kemphaan	*Philomachuspugnax*	N_{benth}
Watersnip	*Gallinagogallinago*	N_{benth}

3.2 Rekenparameters en criteria voor Vissen en vogels

De trofische efficiëntie wordt bepaald over het gemiddelde van zes jaar. Biomassa's voor de verschillende groepen moeten daarvoor bepaald worden, als benadering voor de energie-inhoud. Voor vele soorten worden niet standaard de biomassa's gemeten, maar wel bijvoorbeeld aantallen. Een aantal omrekensleutels zullen dus vereist zijn, en worden hier voorgesteld. Op de omrekening van aantallen naar biomassa zit onvermijdelijk heel wat ruis. Daarom is het essentieel steeds dezelfde aannames te maken.

De biomassa's worden vaak in verschillende eenheden uitgedrukt; ze worden bijvoorbeeld als drooggewicht (DW) of asvrijdrooggewicht (ADW) of als natgewicht (WW) in de datasets aangeleverd. Voor deze rekenparameter wordt voorgesteld om, in overeenstemming met de T2009 evaluatie, overal het gewicht indien nodig om te rekenen naar natgewicht.

Uiteraard zou een verdere doorrekening van biomassa naar energie nog beter zijn, om de energiestroom zelf te kunnen beoordelen. Momenteel lijkt ons de kennis hiervoor voor elke groep onvoldoende voorhanden. Bovendien, om een grote meerwaarde te hebben ten opzichte van de biomassavergelijking, zou idealiter enkel de nuttig aanwendbare energie van de primaire consumenten beschouwd moeten worden, en niet de totale inhoud. Een deel van de totale energie-inhoud, zoals bijvoorbeeld bepaald in een bom calorimeter experiment, is niet verteerbaar voor secundaire consumenten en stroomt dus niet door naar hogere niveaus.

Indien echter voldoende kennis omtrent energie-inhoud voorhanden is, kan de methodiek van biomassa verhoudingen eenvoudig aangepast en verbeterd worden naar echte energiedoorstroming.

<u>Primaire consumenten: macrozoöbenthos</u>
De berekeningswijze voor de totale macrozoöbenthos biomassa per Schelde zone (niveau 3) staat beschreven bij de rekenparameters MZB Westerschelde en MZB Zeeschelde. Deze kunnen gesommeerd worden tot de totale macrozoöbenthos biomassa in asvrij drooggewicht voor de Schelde. Via een voor benthos gemiddelde conversiefactor (ADW/WW = 0.116, naar Escaravage et al., 2011) wordt omgerekend naar natgewicht.

<u>Primaire consumenten: hyperbenthos</u>
Bij monitoring van hyperbenthos wordt idealiter de hoeveelheid water die door het vangnet stroomt tijdens de vangst bepaald door de vangstduur en het geregistreerde debiet aan water doorheen het net te vermenigvuldigen. De oppervlakte van de vangstopening vermenigvuldigd met de stroomsnelheid doorheen dat oppervlak geeft het debiet aan water dat door het net stroomt. Dit debiet vermenigvuldigd met de vangtijd geeft het volume water dat door het net is gestroomd tijdens de vangstperiode. De biomassa van elke vangst is hierdoor gelinkt aan een gekend volume water.

Voor de Zeeschelde en Rupel wordt sinds kort hyperbenthos op een gestructureerde wijze opgevolgd. In 2013 werden vijf locaties langsheen de Zeeschelde en één langs de Rupel maandelijks bemonsterd van juli tot oktober, met sleepnetten (1 mm maaswijdte). Hierbij worden soorten gedetermineerd en biomassa's bepaald.

Voor de Westerschelde is er geen compleet overzicht van het hyperbenthos, maar wordt wel de dominante soort; *Crangon crangon* (de Grijze garnaal) met de garnalenkor (Demersal fish survey) gemonitord waardoor de aantallen per hectare per milimeter

lengteklasse bekend zijn. De data kunnen naar het totale oppervlak van de Westerschelde (aan de hand van ecotopenkaarten waarbij het sublitoraal en de helft van het litoraal als effectief habitat is genomen) opgeschaald worden. De aantallen kunnen via een soortspecifieke lengte-gewicht regressie omgerekend worden naar asvrij drooggewicht en vervolgens via een soortspecifieke conversiefactor omgerekend naar natgewicht (beschikbaar vanuit NIOZ-data, gerapporteerd in Escaravage et al., 2011; zie ook T2009 rapportage).

Primaire consumenten: Zoöplankton

Zoöplanktonvangsten worden reeds meer dan 10 jaar uitgevoerd in de Zeeschelde door het bemonsteren van een gekend volume water (50 l) en is recentelijk ook opgestart in de Westerschelde. De gemiddelde biomassa per kubieke meter in drooggewicht kan omgerekend worden in natgewichten, gebruikmakende van de best aansluitende conversiefactor uit Escaravage et al. (2011). Opschaling dient te geschieden aan de hand van volume eenheden per zone.

Secundaire consumenten: Vis

Voor vis wordt bij voorkeur een totale stockbepaling uitgevoerd. In het MONEOS monitoringsprogramma werd een zesjaarlijke bepaling voorgesteld, maar anno 2009 zijn deze gegevens over de visstock niet beschikbaar. Een accurate bepaling van de visstock is met de huidige monitoring wellicht niet mogelijk, maar op basis van de huidige vismonitoring is wel een inschatting mogelijk. In de T2009 rapportage werd een inschatting van de visstock uitgewerkt. Als dit steeds op dezelfde wijze wordt uitgevoerd, laat dit toe om trends doorheen de jaren te bepalen. Indien echter de monitoring en/of de berekeningswijze zou wijzigen, is steeds een vergelijkende studie tussen de verschillende methoden nodig om uit te maken of berekeningen uit het verleden opnieuw of met correctiefactor gemaakt moeten worden.

Vanuit de groep der vissen dienen enkel de benthivoren en de zoöplanktivoren meegewogen te worden. De tabel 3-1 geeft reeds een indeling van de soorten in voedingswijzen. De voedingswijze kan echter verschillen voor juvenielen en adulten. Sommige soorten foerageren bovendien op meerdere voedselgroepen. Daarom wordt het aanwezige gewicht per soort gedeeld door het aantal voedingswijzen. Vervolgens tellen enkel de benthivore en zoöplanktivore fracties mee voor de bepaling van de biomassa. Wanneer onvoldoende data voorhanden is over de verdeling tussen juvenielen en adulten, wordt uitgegaan van gelijke juveniele biomassa ten opzichte van adulte biomassa. Dit was voor T2009 in de Zeeschelde het geval, waar de data als totale biomassa per soort in versgewicht per fuikdag werden aangeleverd. Er werd een default waarde van 25 ha als gemiddelde trap-range voor 1 fuikdag genomen om een biomassadichtheid per eenheid van oppervlakte (biomassa per hectare) te bepalen. Wanneer biomassa gegevens per soort per lengte (cm) klasse per hectare beschikbaar zijn (bv Westerschelde voor T2009), kan het onderscheid worden gemaakt tussen juvenielen en adulten op basis van de lengte zoals geëxtraheerd uit de Fishbase-database (www.fishbase.org). Hierbij worden de meest representatieve gegevens gebruikt: data bij voorkeur afkomstig uit estuaria in Nederland of België, anders andere wateren in West-Europa. Tenslotte kunnen de berekende biomassa's per hectare opgeschaald worden naar systeemniveau aan de hand van het beschikbare sublitorale en de helft van het litorale oppervlak, gebruikmakende van de ecotopenkaarten. Voor een voorbeeld en details van deze methode, verwijzen we naar de Digitale Bijlagen 10.3.1 Vissen en vogels, horende bij de T2009 Evaluatie.

Secundaire consumenten: Vogels

Ook voor vogels wordt een onderscheid gemaakt in voedingswijze, zoals opgenomen in Tabel 3.2. Vogeldata zijn doorgaan als gemiddelde aantallen per zone beschikbaar. Een omrekening van aantallen naar biomassa is nodig, aan de hand van het gemiddelde gewicht voor volwassen exemplaren per soort (Tabel 3.3).

Tabel 3.3: in T2009 berekeningen meegenomen benthivore en omnivore vogelsoorten met hun gemiddelde gewicht (gram versgewicht)

Soort	**Biomassa per exemplaar (g)**	**bron**
Krakeend	945	watervogelbond.be
Wintertaling	350	wnf.nl
Pijlstaart	800	eendenhof-dekluis.be
Slobeend	600	potvis.org
Bergeend	1050	aviornis.nl
Scholekster	540	ecomare.nl
Kluut	315	wnf.nl
Bontbekplevier	64	ecomare.nl
Strandplevier	48	ecomare.nl
Goudplevier	220	ecomare.nl
Zilverplevier	240	ecomare.nl
Kievit	230	ecomare.nl
Kanoetstrandloper	140	ecomare.nl
Drieteenstrandloper	59	ecomare.nl
Bonte Strandloper	48	ecomare.nl
Rosse Grutto	335	ecomare.nl
Wulp	885	ecomare.nl
Zwarte Ruiter	170	ecomare.nl
Tureluur	110	ecomare.nl

Secundaire consumenten: Krabben

De biomassa aan krabben dient conform de berekeningen van het overige macrobenthos doorgerekend te worden naar estuarium schaal. In de Westerschelde worden 5 soorten krabben frequent in de monitoringsmonsters aangetroffen; *Carcinus maenas*, *Liocarcinus arcuatus*, *Macropodia parva*, *Pisidia longicornis* en *Portumnus latipes*. In de Zeeschelde en zijrivieren is er naar verwachting slechts één soort die een substantiële biomassa in de bovenstroomse delen kan vertegenwoordigen, namelijk de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*).

Biomassa verhouding Secundaire consumenten / Primaire consumenten

Met bovenstaande consumentengroepen kan de biomassa verhouding voor het estuarium bepaald worden. Gezien het relatief kleine volume van de Zeeschelde ten opzichte van de Westerschelde, zal bij de biomassa verhouding op estuarium schaal, de bijdrage van de Zeeschelde zeer bepekt zijn. Belangrijke ontwikkelingen in de Zeeschelde zullen dan ook quasi niet opgemerkt worden in een biomassaverhouding op niveau van het estuarium. Daarom wordt ook de biomassa verhouding op niveau 3 (Scheldezones) uitgevoerd en beoordeeld.

Gezien de grote onnauwkeurigheid op de bepaling van de biomassa's, zal ook de verhouding een grote onnauwkeurigheid kennen. De nodige nuancering is dus nodig bij het interpreteren van de verhouding. Het 10% criterium wordt daarom met een ruime bandbreedte beoordeeld: minder dan 1% betekent onvoldoende doorstroming, meer dan 25% duidt op gevaar voor overpredatie. Beide gevallen krijgen een negatieve beoordeling. Door de ruime bandbreedte vormt deze toetsparameter geen hard criterium bij de evaluatie, maar heeft het eerder een indicatieve functie.

Wanneer de bepaling van de biomassa met grotere nauwkeurigheid kan gebeuren, en er meer inzicht is in de trofische efficiëntie en de voedselstromen in het estuarium, kan dit criterium verfijnd worden. De onzekerheden bij het bepalen van de biomassa verhouding en het ontbreken van een scherper afgelijnd toetscriterium mag echter geen aanleiding zijn om de trofische verhouding niet te berekenen. De "onnauwkeurige" trofische

verhoudingen van diverse jaren kunnen wel onderling vergeleken worden om trends te bepalen. De trends die deze toetsparameter vertoont, moeten meer inzicht bieden in het complexe ecologisch functioneren.

Bij ontbreken van een scherper afgelijnd toetscriterium, geldt de bijkomende voorwaarde: de trofische verhouding mag niet significant afnemen.

De trofische verhouding geeft het totaal plaatje. De biomassa en trends in biomassa per groep (primaire consumenten macrozoöbenthos, hyperbenthos, zooplankton en secundaire consumenten vissen, vogels en krabben) levert evenzeer waardevolle info voor het ecologisch functioneren. Veranderende verhoudingen tussen de consument groepen onderling, kunnen wijzen op een veranderend ecologisch functioneren. Ze vormen daarom belangrijke verklarende parameters bij dit hoofdstuk, te beschouwen op niveau 3 (Scheldezones).

3.3 Verklarende parameters

- trend in biomassa per groep (primaire consumenten macrozoöbenthos, hyperbenthos, zooplankton en secundaire consumenten vissen, vogels en krabben) op schaal van de Scheldezones (inclusief tijgebonden zijrivieren).
- Diversiteit van vogels (zie Flora & Fauna)
- Diversiteit van vis (zie Flora & Fauna)
- Diversiteit van benthos (zie Flora & Fauna)
- Waterkwaliteit (zie Waterkwaliteit)
- Ecotoop arealen (zie Leefomgeving)

3.4 Samenvatting en beoordeling

De biomassa verhouding secundaire / primaire consumenten ligt theoretisch rond 10%. Gezien de onzekerheid op dit criterium en de bepaling van de biomassa's, geldt volgend criterium:

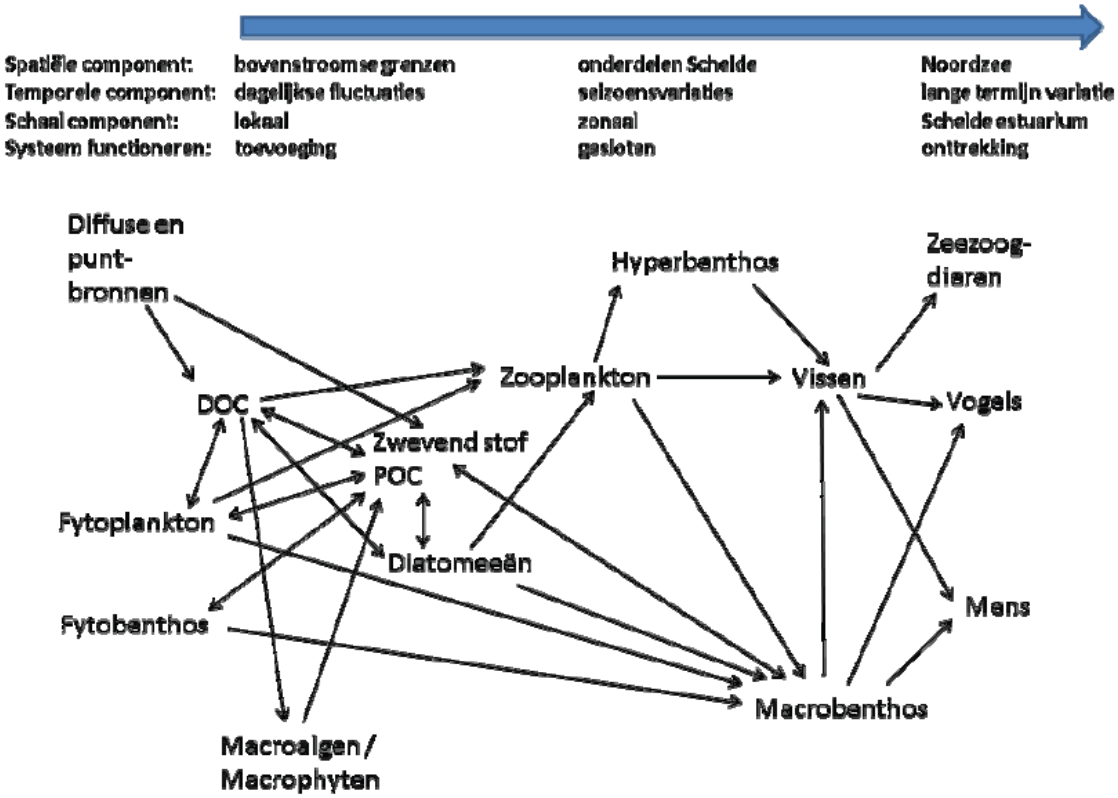
De biomassa verhouding (natgewicht) van secundaire over primaire consumenten moet, gemiddeld over 6 jaar, tussen 1 en 25% liggen.

Gezien de grote bandbreedte op dit criterium, geldt bijkomend criterium:
De biomassaverhouding tussen de trofische niveaus mag niet significant afnemen ten opzichte van 2009.

Deze criteria worden bepaald op schaal van het ganse estuarium en op niveau van de Scheldezones (niveau 3). Indien een van beide bovenstaande criteria niet vervuld is, krijgt de toetsparameter een negatieve beoordeling.

4 Verklarende parameters

Het ecologisch functioneren is afhankelijk van diverse parameters. Figuur 4-1 geeft een overzicht van de complexiteit van het voedselweb. Alle stofstromen zijn op zich afhankelijk van diverse omgevingsfactoren, randvoorwaarden. Het ganse ecosysteem kan als verklarende parameter betrokken worden bij de piramide ecologisch functioneren. Binnen deze piramide worden evenwel geen nieuwe verklarende parameters gedefinieerd. Alle verklarende parameters hier, verwijzen naar de andere piramides.



Figuur 4-1: Overzicht van het voedselweb van het estuarium met daarin weergegeven de belangrijkste stofstromen.

Overzicht van de verklarende parameters:

- Zuurstof (zie Zuurstof bij Waterkwaliteit)
- Primaire productie (zie Algen bij Waterkwaliteit)
- Arealen, incl. areaal schelpdieren (zie Leefomgeving)
- Habitatkwaliteit (zie Leefomgeving)
- Predatoren (zie Flora & Fauna voor diverse soorten)
- Toxische stoffen (zie toxische stoffen bij Waterkwaliteit)
- Diversiteit van vogels (zie Flora & Fauna)
- Diversiteit van vis (zie Flora & Fauna)
- Diversiteit van benthos (zie Flora & Fauna)
- Waterkwaliteit (algemeen) (zie Waterkwaliteit)

5 Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen: Antwerpen, Belgium, 249 pp.

Billen, G.; Garnier, J. & Rousseau, V. (2005), 'Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years', Hydrobiologia 540, 47-67.

de Jong, D. J., P. H. Nienhuis, and B. J. Kater. 1994. Microphytobenthos in the Oosterschelde estuary (The Netherlands), 1981-1990; consequences of a changed tidal regime. Hydrobiologia 282-283:183-195.

Escaravage, V. L., S. Wijnhoven, D. B. Blok, A. Dekker, A. G. M. Engelberts, O. van Hoesel, L. B. J. Kleine Schaars, T. Meliefste, T. Scott, W. C. H. Sistermans, and A. Verburg. 2011. Macrozoöbenthosonderzoek in de Delta 2010. Waterlichamen: Grevelingenmeer en Veerse Meer (voor en najaar), Oosterschelde en Westerschelde (najaar). Rapportage in het kader van Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL). Monitoring Task Force, Yerseke.

Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J., Heip, C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. Advances in Ecological Research 29: 195-240.

Kesteloo, J.J., Van Zweeden, C., Poelman, M., Jansen, J.M. (2009). Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2009. Rapport C087/09, Wageningen IMARES, 46 pp.

Meire, P., Maris, T. (2008). MONEOS Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Universiteit Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, ECOBE rapport 08-R-113, 173 pp.

Pauly, D. and V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature 374: 255-257.

Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T.J., Herman, P.M.J. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. The Netherlands. 244 pp.

Risicobenadering

1 Robuustheidbenadering

In de langetermijnvisie wordt robuustheid vermeld als belangrijke eigenschap voor het Schelde-estuarium. Een robuust systeem is bestand tegen een (beperkte) verstoring. Het testen van de robuustheid en het uitvoeren van een risicobenadering valt buiten het bestek van deze evaluatiemethodiek. Echter, de methodiek is wel zo opgezet dat hij zich later kan lenen voor zo'n benadering. In dit hoofdstuk wordt hiervoor een korte voorzet gegeven.

De robuustheidbenadering vormt een belangrijke aanvulling op de evaluatiemethodiek. Wanneer bijvoorbeeld in een bepaald jaar alle indicatoren voor Natuurlijkheid voldoen aan alle criteria, kan het ecosysteem voor dat jaar positief beoordeeld worden. Maar de robuustheidstest kan uitwijzen dat bij een normale verstoring de criteria niet gehaald zouden worden. De goede evaluatie dat jaar berust dus op 'geluk': gunstige weersomstandigheden hebben bijvoorbeeld geleid tot een goede waterkwaliteit. Er is echter geen garantie dat het jaar nadien hetzelfde ecosysteem weer een gunstige beoordeling krijgt als de weersomstandigheden wijzigen. Het systeem was dat jaar goed, maar niet robuust. Deze benadering volgt eenzelfde logica als de veiligheidsbenadering. Daar wordt het systeem ook niet als gunstig geëvalueerd als er dat jaar geen overstromingsramp was. Het systeem wordt ook onderworpen aan een verstoring (stormtij) om de robuustheid te testen, maar dan met retourperioden die gelukkig groter zijn dan 6 jaar.

Omgekeerd kan ook: extreme weersomstandigheden kunnen leiden tot een negatief resultaat bij de evaluatie, hoewel een robuustheidstest aangeeft dat het systeem wel degelijk bestand is tegen normale verstoringen. Dit is een belangrijk signaal dat het gevoerde beleid niet gefaald heeft.

Hieronder geven we aan hoe de evaluatiemethodiek ingevoegd kan worden in een robuustheid- en risicobenadering.

1.1 De evaluatiemethodiek in de risicobenadering

De robuustheid van het Schelde-estuarium kan bijvoorbeeld getoetst worden door modelmatig verstoring aan te brengen. Voor een of meerdere randvoorwaarden worden dan niet de gemeten waarden, maar gemodelleerde extremen opgelegd aan het (eco)systeem. Als met deze opgelegde verstoring het model aangeeft dat een toetsparameter nog steeds voldoet aan de gestelde criteria, dan is het systeem robuust voor deze toetsparameter. Voor hydro- en morfodynamische processen of algemene fysico-chemie bestaan modellen om effecten in te schatten. Voor flora en fauna berust de inschatting vooral op expertise.

Het (eco)systeem zal natuurlijk niet bestand zijn tegen elke vorm van verstoring. Het systeem moet wel bestand zijn tegen elke "normale" verstoring. Binnen de hoofdfunctie Natuurlijkheid kan je stellen dat "natuurlijke" extremen die met een retourperiode van 6 jaar voorkomen, kunnen beschouwd worden als normale verstoring. Hiertegen moet het ecosysteem bestand zijn.

Bij elke evaluatie, dus om de zes jaar, kan nagegaan worden voor welke parameterfluctuaties het ecosysteem functioneren gevoelig is. Voor de piramide Waterkwaliteit kan bijvoorbeeld als verstoring een laag debiet opgelegd worden, waarna getoetst wordt of nog aan alle criteria voor deze piramide wordt voldaan. De combinatie van droogte gevolgd door piekdebiet is een andere mogelijke verstoring. Zo zijn er tal van

combinaties met een retourperiode van 6 jaar. Een keuze zal gemaakt moeten worden tegen welke verstoring robuustheid getest moet worden. Ook verstoringen met een lagere frequentie kunnen aan de orde zijn; veerkracht kan zo getest worden. Door het opleggen van een verstoring met een retourperiode van bijvoorbeeld 12 jaar, kan nagegaan worden welke tijd het ecosysteem nodig heeft om te herstellen en weer te voldoen aan de gestelde criteria.

Risicobenadering geïntegreerd in de evaluatie van het ecosysteem
Een geïntegreerde ecosysteemevaluatie (Integrated Ecosystem Assessment, IEA) is een synthese en analyse van data over relevante ecologische en socio-economische factoren in relatie tot specifieke beleidsdoelstellingen (veiligheid, toegankelijkheid, natuurlijkheid), zie o.a. Levin et al. (2009). Een IEA-benadering kan gebruikt worden om na te gaan of het Schelde-ecosysteem beweegt binnen de grenzen van goed ecologisch functioneren.

Een IEA-proces omvat vijf stappen:

1. Inventarisatie: wat zijn de beleidsdoelstellingen, wat betekent dit voor het ecosysteem en welke ecosysteemkenmerken dienen opgevolgd te worden.
2. Indicatorontwikkeling: een reeks indicatoren is vereist om de status en het functioneren van verschillende essentiële ecosysteemcomponenten te bepalen.
3. Risicoanalyse: het doel van de risicoanalyse is nagaan in welke mate een indicator onderhevig is aan natuurlijke dan wel antropogene invloeden, en in welke mate de indicator eventueel kan terugkeren naar zijn oorspronkelijke staat na verstoring.
4. Ecosysteemevaluatie: de resultaten van de risicoanalyse voor de diverse indicatoren worden geïntegreerd. De status van het ecosysteem en het ecosysteem functioneren worden geëvalueerd en vergeleken met de historische trends en vooropgestelde doelen.
5. Eindevaluatie: finaal worden de invloeden van beheeringrepen getoetst aan de beleidsdoelstellingen.

Stappen 1 en 2 zijn vervat in de voorliggende evaluatiemethodiek. Stap 3 kan gebruik maken van de robuustheidbenadering. Naast klimatologische verstoringen kunnen ook menselijke ingrepen getoetst worden. In stap 4 wordt de risicoanalyse verwerkt. De piramide-aanpak wordt hierbij gevolgd om alles te integreren. In de laatste stap, stap 5, wordt de status van het ecosysteem vergeleken met de beleidsdoelstellingen. In welke richting evolueert het hele ecosysteem? Is dit een gewenste evolutie? Is het systeem kwetsbaarder geworden? Welke effecten hebben bepaalde ingrepen gehad? De voorliggende evaluatiemethodiek vormt hierbij de leidraad, de uiteindelijke afwegingen worden door het beleid gemaakt.

1.2 Wet- en regelgeving

Het aantal wetten, regels en beleidskaders dat betrekking heeft op het Schelde-estuarium is zeer groot. Deze zijn uitgebreid samengevat in o.a. Donkers et al. (2007) en het MER (Arcadis en Technum, 2004) en worden hier niet verder opgesomd. Op basis van deze juridische kaders en diverse beleidsstukken zijn reeds diverse doelstellingen geformuleerd, al dan niet met bijhorende criteria. Ondanks het feit dat er vele wetten en regels bestaan, zijn concrete doelstellingen niet altijd voorhanden. Soms zijn concrete doelstellingen niet ingevuld, vaag ingevuld of niet in overeenstemmingen met elkaar. Concrete, duidelijke doelstellingen zijn echter onontbeerlijk voor een evaluatiemethodiek.

Daarom is een eerste uitdaging binnen deze evaluatiemethodiek het oplijsten en uitwerken van duidelijke doelstellingen. Pas dan kan gewerkt worden aan de methode om ze te evalueren. Deze evaluatiemethodiek vertrekt vanuit de langetermijnvisie en het ecosysteem functioneren voor het aflijnen van concrete doelstellingen. Ook andere, bestaande, wettelijke en beleidskaders werden als bron gebruikt voor het aflijnen van doelstellingen.

Vanuit deze set doelstellingen werd gezocht naar geschikte indicatoren en bijhorende evaluatiecriteria: aan welke randvoorwaarden moet het systeem voldoen zodat het functioneert binnen de marges van de gestelde doelstellingen. Bij deze zoektocht werd zoveel mogelijk afstemming gezocht met bestaande wettelijke toetsingskaders en criteria. Echter, deze bestaande criteria vormden geen bindende voorwaarden voor het opstellen van deze evaluatiemethodiek. Indien vanuit het systeem functioneren andere maatlatten werden beredeneerd dan deze uit de wettelijke kaders, werd er afgeweken van bestaande criteria.

2 Literatuur

Arcadis en Technum, 2004. Strategische Milieueffecten rapportage Ontwikkelingsschets 2010. Schelde-estuarium, i.o.v. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en AWZ Afdeling Maritieme Toegang.

Donkers, Jeuken, van der Weck, Sas, Heinis, Lambeek en van Rompaey, (2007). Monitoringprogramma Toegankelijkheid. Rapport 110643/CE7/65/000564. Arcadis, Alkyon, HWE, IMDC, Resourve Analysis, WL | Delft Hydraulics.

Levin P.S., Fogarty M.J., Murawski S.A. & Fluharty D., 2009. Integrated ecosystem assessments: Developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. PLoS Biol 7(1): e1000014. doi:10.1371/journal.pbio.1000014