



Vlaanderen
is wetenschap

Visindex voor getijgebonden zijrivieren in het Zeeschelde-estuarium

Jan Breine, Gerlinde Van Thuyne

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Jan Breine, Gerlinde Van Thuyne
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Linde Galle

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Linkebeek
Dwersbos 28, 1630 linkebeek

www.inbo.be

e-mail:

jan.breine@inbo.be

Wijze van citeren:

J. Breine en G. Van Thuyne (2020). Visindex voor getijgebonden zijrivieren in het Zeeschelde-estuarium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (14). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.17941691

D/2020/3241/080

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (14)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Het plaatsen van schietfuiken

VISINDEX VOOR GETIJGEBONDEN ZIJRIVIEREN IN HET ZEESCHELDE-ESTUARIUM

Jan Breine en Gerlinde Van Thuyne

doi.org/10.21436/inbor.17941691

Dankwoord

Het INBO-team Linkebeek, dat alle gevangen vissen uitzoekt, meet en weegt, blijft enthousiast ondanks het geploeter op het slik.

We sommen hier mensen op die ooit mee hebben geholpen op het terrein.

Dank u wel Claude Belpaire, Olja Bezdenješnj, Danny Bombaerts, Sam Buekenhout, Yves Ceusters, Jean-Pierre Croonen, Tom De Boeck, Adinda De Bruyn, Franky Dens, Nico De Regge, Marc Dewit, Marc Esprit, Jikke Janssens, Linde Galle, Caroline Geeraerts, Jimmy Ghysels, Geert Goemans, Robin Guelinckx, Dirk Hennebel, Christian Langsberg, Yves Maes, Johan Moysons, Kathleen Peirsman, Ken Perreman, Ilse Simoens, Maarten Stevens, Thomas Terrie, Filiep T'Jollyn, Jan Vanden Houten, Thomas Van Dessel, Machteld Van Gils, Alain Vanderkelen, Jan Van de Pontsele, Franky Van Gijssel, Frederic Van Lierop, Sam Vanroelen, Manuela Van Spaendonck, Nico Van Pee, Jelle Van Overbergh, Yves Verhaegen en Joris Vernailen.

Ook studenten hielpen mee: Femke Batsleer, Carole Boulidard, Bart Burms, Joachim Claezé, Saar Delmoitié, Pablo Gonzalez Garcia, Birgit Heesterbeek, Ian Leroy, Megan Smith, Edith Swerts, Jochem Van Bruyssel, Stijn Van Olsem, Safira Verelst, Jan Vermang, Jens Verschaeren en Andreas Volkaert.

Speciale dank aan Linde Galle voor het kritisch nalezen van dit rapport.



English abstract

In this report we present a statistical approach to develop a fish-based index for tributaries of the Zeeschelde estuary that are under tidal influence.

Fish data were obtained with paired fyke nets using a standardized approach. Data used to develop the index covered a period between 2004 and 2016 and were grouped per year. Fish species were attributed to different guilds. Candidate metrics were selected from the literature and metric values were calculated. For each site, a Habitat Status score was calculated based on a set of abiotic variables. A stepwise linear regression was applied to select the final metrics. Redundancy and correlation tests were performed with the fitted metrics. This resulted in the selection of 5 metrics for the Rupel and 4 metrics for the other tributaries. Each metric was scored and the sum of the scores was transformed to an EQR value ranging between 0 and 1. Integrity classes were defined and the new index was validated.



Inhoudstafel

Dankwoord	2
English abstract	3
1 Inleiding	5
2 Materiaal en methoden	6
2.1 Het studiegebied	6
2.2 Staalname stations	7
2.3 Bemonsteringsmethode	8
2.4 Ontwikkeling van de visindex	9
2.4.1 Pre-classificatie	9
2.4.2 Kandidaat metrieken	11
2.4.3 Metriek selectie	11
2.4.4 Scores van geselecteerde metrieken	12
2.4.5 Berekenen van de Ecological Quality Ratio (EQR)	12
2.4.6 Het toekennen van integriteitsklassen	13
2.4.7 Validatie	13
3 Resultaten en discussie	14
3.1 Pre-classificatie	14
3.2 Visgegevens	15
3.3 Kandidaat metrieken en gildes	19
3.4 Selectie van de metrieken	21
3.4.1 Rupel	21
3.4.1.1 Inleiding	21
3.4.1.2 Selectie metrieken met jaardata	22
3.4.1.3 Scores van de geselecteerde metrieken	24
3.4.1.4 Berekenen van de EQR	25
3.4.1.5 Validatie	26
3.4.1.6 Besluit	28
3.4.2 Zoetwater getijgebonden zijrivieren	28
3.4.2.1 Inleiding	28
3.4.2.2 Selectie metrieken met jaardata	29
3.4.2.3 Scores van geselecteerde metrieken	34
3.4.2.4 Berekenen van de EQR	35
3.4.2.5 Validatie	36
3.4.2.6 Besluit	37
4 Besluit	38
Referenties	39
Bijlagen	42

1 INLEIDING

Het onderzoek op de visgemeenschappen in zijrivieren van het Zeeschelde-estuarium startte in 2004 op de Rupel en de Durme (Breine & Van Thuyne, 2004), in 2007 op de getijgebonden Zenne (Breine et al., 2011a) en in 2010 op de getijgebonden Dijle en Beneden Nete (Breine & Van Thuyne, 2012). Het is gekend dat estuaria verschillende functies voor vissen vervullen afhankelijk van hun levensstadium. Veel vissoorten gebruiken estuaria als paaihabitat (Able, 2005; Van Der Meulen et al., 2013). De kraamkamerfunctie voor jonge vis werd uitgebreid toegelicht door Elliott & Hemingway (2002). Maes et al. (2007, 2008) en Stevens et al. (2009) gaan dieper in op de functie van estuaria als doorgangszone voor trekvis. Estuaria zijn voedselrijk en door de diversiteit aan habitats voorzien ze voedsel voor veel juveniele en adulte vissen (Baldoa & Drake, 2002).

Het belang van de getijgebonden zijrivieren is minder goed gekend. Maar dankzij onze waarnemingen stellen we vast dat ze voor sommige soorten dezelfde functies als het Zeeschelde-estuarium vervullen (Breine et al., 2017).

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW of WFD, 2000) verplicht de Europese lidstaten om de ecologische toestand van hun oppervlaktewaterlichamen iedere zes jaar te rapporteren. De ecologische toestand wordt bepaald met bio-indicatoren zoals vissen. Om seizoenale patronen te detecteren vissen we in de lente, de zomer en de herfst. In de winter zijn weinig vissen actief en daarom wordt er dan niet gevestigd. Gezien overgangswaters zeer dynamisch zijn besloten de lidstaten estuaria jaarlijks of tweejaarlijks te bemonsteren. Tot heden werd er nog niet gerapporteerd over de ecologische integriteit van de getijgebonden zijrivieren omdat er nog geen aangepaste index ontwikkeld was.

In dat rapport beschrijven een aangepaste index speciaal ontworpen voor het beoordelen van de ecologische integriteit van getijgebonden zijrivieren.



2 MATERIAAL EN METHODEN

2.1 HET STUDIEGEBIED

De Durme ontstaat te Daknam, een deelgemeente van Lokeren, door de samenvloeiing van de Zuidlede (de vroegere natuurlijke middenloop van de Durme) en de Moervaart (kanaal). In Lokeren is de Durme afgesloten door een dwarsdam. Een gedeelte vloeit af naar de Schelde ter hoogte van Tielrode (Hamme) en heeft dus getijdenwerking. Het andere deel vloeit af naar de Moervaart. De Durme werd door menselijke invloed sterk verstoord (Breine & Van Thuyne, 2004).

De Rupel is een korte (ongeveer 12 km) maar brede rivier met een duidelijk getijde invloed. De Rupel wordt gevormd door de samenvloeiing van de Nete en de Dijle ter hoogte van Rumst. Stroomopwaarts de Dijle ligt het Zennegat waar de Zenne de Dijle vervoegt en ook het kanaal Leuven Dijle uitmondt. De Rupel mondt te Schelle uit in de Zeeschelde en door het opkomend Scheldewater is de Rupel zwak brak (oligohalien). De Rupel was berucht voor zijn slechte waterkwaliteit vooral door het inkomende water van de Zenne. De waterkwaliteit van de Rupel is verbeterd vanaf 2007 dankzij het in werking treden van het rioolwaterzuiveringsstation van Brussel Noord (Breine et al., 2011a).

De Zenne ontspringt ten zuiden van het dorpje Soignies (Zinnik) in Henegouwen. De rivier is 105 km lang en mondt uit ten noorden van Mechelen in het Zennegat. Daar vervoegt ze de Dijle en het kanaal Leuven Dijle. De Rupel verbindt de Zenne met de Zeeschelde. De Zenne is onderhevig aan de werking van het getij tot voorbij Zemst waar nog duidelijk een eb- en vloedstroom meetbaar is. Tussen Zemst en Epepegem is de Zenne gekanaliseerd en door de aanwezigheid van een stuw en het grote hoogteverschil tussen beide locaties loopt de getijdegolf voorbij Zemst dood. In Epepegem is er geen getij meer merkbaar. Jarenlang was de Zenne de grootste vervuiler van de Zeeschelde. De vuilvracht was vooral afkomstig van stroomopwaarts gelegen steden zoals Soignies, Halle, Brussel en ook verder stroomafwaarts, Mechelen. Vooral in de 19de eeuw werd de Zenne ernstig vervuild. Door het ontbreken van waterzuivering werd de visstand van de Zenne stroomafwaarts Brussel in de twintigste eeuw als onbestaand beschouwd. De waterkwaliteit verbeterde dankzij waterzuiveringsinspanningen op Waals (Pash, 2006) en Vlaams grondgebied. Na het opstarten van het rioolwaterzuiveringsstation in Brussel Noord en Grimbergen in 2007 verbeterde de zuurstofhuishouding aanzienlijk (Breine et al., 2011b).

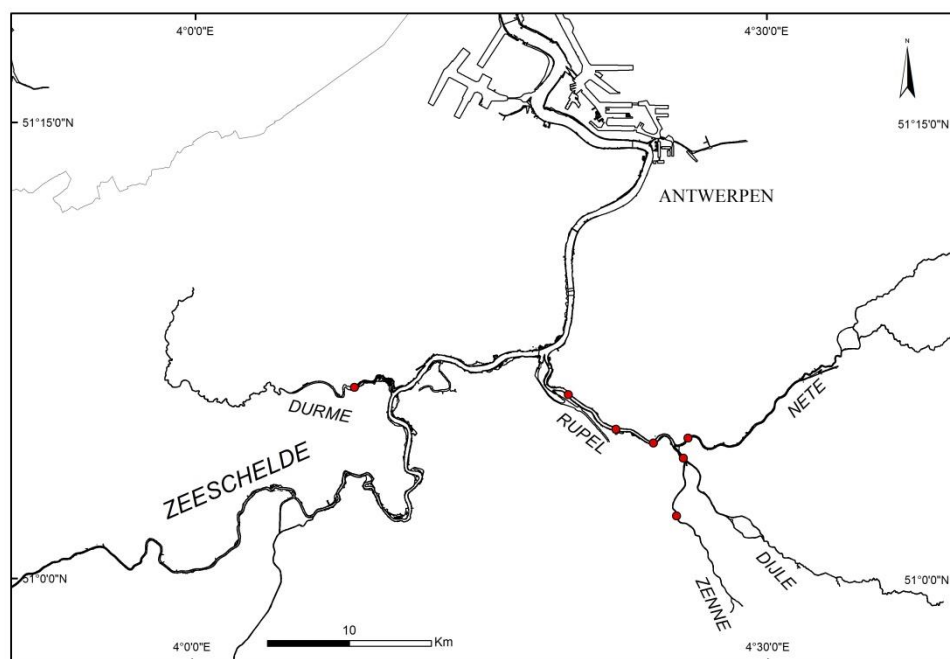
//

De Dijle ontspringt nabij Genappe in de provincie Waals-Brabant en gaat 86 km verder in Rumst samen met de Nete over in de Rupel. Op de Dijle stopt het getij na 28 km nabij Werchter (Demermondig). In Mechelen is het gemiddeld getij 3,85 m (Claessens, 1994). De Dijle is een bronrivier met een gemiddeld debiet van 4,2 m³/s (gemeten in Leuven). In regenperiodes kan het debiet stijgen tot 7 tot 12 m³/s. Ten zuiden van Leuven heeft de Dijle nog een zeer natuurlijke loop met talrijke meanders.

De Beneden Nete ontstaat in Lier door de samenvloeiing van de Grote en Kleine Nete en mondt 16 km verder uit in de Rupel ter hoogte van Rumst. De gemiddelde amplitude van het getij in Walem is 4,9 m en 2,6 m in Lier. Het getij is vanaf Lier nog 14 km stroomop tot in Grobbendonk (Kleine Nete) en 17 km stroomop tussen Kessel en Itegem (Grote Nete) voelbaar (Claessens, 1994). Bij doortij is er geen getijdewerking meer in Itegem.

2.2 STAALNAME STATIONS

In de Durme hebben we twee meetplaatsen waarvan een nabij de Mirabrug in Hamme onder invloed van het getij is. In de Rupel selecteerden we drie meetpunten ter hoogte van Niel nabij de Winthamluis, Klein Willebroek en Ter Hagen. De Zenne wordt bemonsterd in Leest. Op de Dijle ligt de visplaats in Heindonk stroomopwaarts het Zennegat en in de Beneden Nete ligt deze in Rumst één kilometer stroomopwaarts de monding in de Rupel (Figuur 1).



Figuur 1. De getijgebonden zijrivieren van het Zeeschelde-estuarium met aanduiding van de vismeetstations. De coördinaten van de locaties staan in Tabel 1.

Tabel 1. Locatie en coördinaten van de staalnamestations op de getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde.

waterloop	locatie	locatienummer	x	y
Durme	Hamme	80120200	134122	199428
Rupel	Hamerdijk	82430100	152324	196076
Rupel	Klein Willebroek	82430150	150039	196924
Rupel	Wintham	82430200	147138	199035
Zenne	Leest	70020400	153743	191635
Dijle	Zennegat	72718225	154866	194577
Nete	Rumst	56123100	154436	196379

2.3 BEMONSTERINGSMETHODE

Het visbestand werd bemonsterd met dubbele schietfuiken (type 120/90) (Figuur 2). Elke schietfuike bestaat uit twee 7,7 m lange fuiken, waartussen een geleidingsnet van 11 meter gespannen is. Een schietfuike, type 120/90, bestaat uit een reeks van hoepels waarrond een net bevestigd is. De grootste hoepel (hoogte 90 cm) vooraan aan de opening van de fuike heeft onderaan een afgeplatte vorm van 120 cm breed zodat de hele fuike recht blijft staan. Aan het uiteinde (hoepelbreedte 40 cm, maaswijdte 8 mm) wordt de fuike geopend en leeggemaakt. Het geleidingsnet, gespannen tussen de twee fuiken, is bovenaan voorzien van vlotters en onderaan van een loodlijn. Vissen die tegen het geleidingsnet zwemmen, worden naar een van de fuiken geleid. Binnenin de fuiken bevinden zich een aantal inken of trechtersvormige netten waarvan het smalle uiteinde naar achter is bevestigd. Eenmaal de vissen een trechter gepasseerd zijn, kunnen ze niet meer uit de fuike. Bij iedere campagne (voorjaar, zomer en najaar) werden twee dubbele schietfuiken geplaatst op de laagwaterlijn. De fuiken staan 48 uur op locatie en worden om de 24 uur leeggemaakt. De gevangen vissen worden ter plaatse geïdentificeerd tot op soort niveau, gemeten en gewogen. Daarna worden de vissen teruggezet in de rivier.



Figuur 2. Dubbele schietfuike op de laagwaterlijn in de Rupel.

2.4 ONTWIKKELING VAN DE VISINDEX

2.4.1 Pre-classificatie

Voor elke locatie gaan we kwaliteit scores geven gebaseerd op waarnemingen van variabelen die al of niet veranderen in de periode 2004-2016. Met andere woorden op basis van veldwaarnemingen en metingen werd voor iedere locatie een Habitat Status bepaald variërend van slecht (1) tot uitstekend (5). De gebruikte variabelen en score criteria staan in Tabel 2. Zo krijgt een locatie op basis van de opgeloste zuurstof, gemeten op het moment van de staalname, een score voor zuurstofconcentratie (ZK) die als volgt wordt toegekend:

als $O_2 < 3 \text{ mg/l} = 1$ zo niet als $O_2 < 5 \text{ mg/l} = 2$ zo niet als $O_2 < 6 \text{ mg/l} = 3$ anders $O_2 \geq 6 \text{ mg/l} = 4$

De scores van de andere variabelen worden opgeteld en deze waarde kan variëren tussen 21 (geen verstoring) en 4 (overal verstoring voor de beschouwde variabelen). Deze score wordt gedeeld door het aantal variabelen. De som van deze score met de score voor de opgeloste zuurstof wordt gehalveerd en geeft de Habitat Status die kan variëren tussen 0,9 en 4,1. Indien zuurstofwaarden ontbreken wordt de Habitat Status berekend met enkel de overige variabelen. De Habitat Status kan dan variëren tussen 0,8 en 4,2. De hoogste waarde (4,1 of 4,2) krijgt score 1 (MEP of maximaal ecologisch potentieel). De onderste grenswaarde van GEP (Goed Ecologisch Potentieel) is 75% van de MEP waarde, die van matig is 50% en 25% is de

grenswaarde van ontoereikend. Lagere waarden scoren slecht. De Habitat Status grenswaarden staan in Tabel 3.

Tabel 2. Variabelen genoteerd op het moment van de staalname en gebruikt voor het berekenen van de Habitat Status

variabele	grenswaarden	score
Zuurstof (mg/l)	<3	1
	≥3 & < 5	2
	≥5 & < 6	3
	≥ 6	4
Natuurlijke schuilplaatsen (100m)	≥90%	5
	≥70%	4
	≥50%	3
	≥25%	2
	<25%	1
Verloop (500m)	niet verstoord	1
	verstoord	0
Landbouw (500m)	geen	5
	één oever	3
	beide oevers	1
Bebouwing (500m)	geen	5
	<5%	4
	≥5% & <10%	3
	≥10% & <50%	2
	≥50%	1
Industrie (500m)	geen	5
	één oever	3
	beide oevers	1

Tabel 3. Grenswaarden voor het scoren van de Habitat Status klassen.

Habitat Status waarde	score	appreciatie
4,1 (of 4,2)	1	MEP
<4,1 ≥ 3,07 (<4,2 ≥ 3,15)	0,75	GEP
<3,07 ≥ 2,05 (<3,15 ≥ 2,1)	0,5	matig
<2,05 ≥1,02 (<2,1 ≥ 1,05)	0,25	ontoereikend
<1,02 (<1,05)	0	slecht

Voor het bepalen van de Habitat Status per jaar nemen we het gemiddelde van alle scores voor een bepaalde rivier en noemen we de jaarkwaliteit (HABS). De gemiddelden worden afgerond (naar onder of naar boven naargelang het laatste relatieve cijfer). We namen ook het jaar mee als wegingsfactor: hoe langer geleden hoe slechter de habitat kwaliteit met 2007 als keerpunt.

2.4.2 Kandidaat metrieken

Kandidaat metrieken zijn metrieken die in aanmerking komen om een ecologische functie van de getijdenrivier te evalueren. Ze doen dit door een aspect van een gilde of functionele groep te beoordelen. De verschillende gildes waartoe de gevangen vissen behoren, werden bepaald op basis van literatuur (Breine et al., 2007, 2010). Elke gilde bevat specifieke soorten. Op basis van aan- of afwezigheid werd dan de waarde van elke kandidaat metriek berekend voor elke viscampagne. Voor het berekenen van de waarden van de kandidaat metrieken maken we gebruik van die in de referentielijst staan. Deze referentie lijst is afhankelijk van het type zijrivier. De Rupel is oligohalien, de overige zijrivieren zijn zoetwater zijrivieren. Voor het opmaken van de referentielijsten gebruiken we literatuur (Breine et al., 2011c). Voor het berekenen van de Shannon index (evenness) komen alle gevangen soorten in aanmerking, dus ook zij die niet in de referentie lijst staan. Hetzelfde geldt voor het berekenen van het relatief aantal exotische individuen. Exoten of niet-inheemse soorten staan niet in de referentie lijst maar de metriek exotische soorten kan informatie geven over de kwaliteit van de visgemeenschap.

2.4.3 Metriek selectie

Breine et al. (2011d) wijzen op het verschil in vissamenstelling naargelang de saliniteit. Daarom werden twee referentielijsten voor vissen opgesteld. Dat leidde automatisch tot een selectie van andere metrieken wat dus betekent dat we voor de Rupel enerzijds een index ontwikkelden en anderzijds een voor de zoetwater getijgebonden zijrivieren.

De uiteindelijke selectie van de metrieken uit de lijst van kandidaat metrieken gebeurde in verschillende stappen. Eerst selecteerden we de 'predictors' op basis van onderlinge correlatie en collineariteit analyses. Deze predictors zijn variabelen die een bepaald aspect van de locatie beoordelen. Deze variabelen zijn Habitat Status, watertemperatuur, opgeloste zuurstof, pH, turbiditeit, conductiviteit en habitatstructuur. Elke locatie krijgt door experts op het terrein een habitatstructuur score variërend van 1 tot 5 (slecht-uitstekend). Voor de selectie van de metrieken modelleerden we dus met niet-gecorrleerde "predictors". We gebruikten Fisher correlatie als test waarbij een waarde van $c \geq 0,7$ ($p < 0,001$) als grenswaarde werd gehanteerd. De collineariteit van de gebruikte 'predictors' werd nagegaan met een lineair model en de Variance Inflation Factor of VIF-waarde > 3 werd als grenswaarde gebruikt naar analogie van Zuur et al. (2007).

Voor het modelleren werden bepaalde metriekwaarden getransformeerd. Om een schuine distributie te vermijden van de metriekwaarden namen we de vierkantswortel van de
////////////////////////////////////

metrieken die als een percentage (vb. percentage omnivore soorten) worden berekend en gebruikten we de (logx+1)-waarden van metrieken die aantallen geven per m². Metrieken die diversiteit meten zoals Shannon index, werden niet getransformeerd. De abiotische variabelen werden ook log getransformeerd (logx+1) om het bereik van de variatie te verkleinen.

De reacties van de metrieken in functie van de 'predictors' werden met een stapsgewijs lineair gemengd regressie-model (lme) geanalyseerd. In het model werd locatie als random effect opgenomen terwijl jaar en maand als geneste random effecten. We gebruikten voor iedere metriek een 'backward' stapsgewijze regressie beginnend met het volledige model en gebruikten de AIC-waarde (Akaike Information Criterion) om predictors te selecteren tot enkel significante predictors overbleven (Burnham & Anderson, 2000). Normaliteit werd gecontroleerd met een grafische controle op uitbijters van de residuen (residuele plots). Om de 'the goodness-of fit' te bepalen berekenden we de waarden van twee soorten determinatiecoëfficiënten voor elk gefit model: de marginale (R²m) die geassocieerd is met de vaste effecten (fixed effects) en de conditionele (R²c) die geassocieerd is met de vaste en random effecten (Nakagawa & Schielzeth, 2013). Redundantie tussen de gefitte metrieken werd geanalyseerd met een Pearson correlatie.

Voor de statistische verwerking gebruikten we volgende R.3.6.1 softwarepakketen: lme4, nlme en MuMIn (R Core Team, 2017).

2.4.4 Scoren van geselecteerde metrieken

Voor het berekenen van de grenswaarden gebruiken we alle vissen in de referentielijst en berekenen zo de maximum waarde voor elke metriek. Voor het bepalen van de maximale waarde voor percentage metrieken gebruiken we soorten in plaats van individuen. Dat is dus een benaderde waarde. We moeten natuurlijk rekening houden met de waarden die we berekend hebben met de data. Voor de metrieken die soorten evalueren gebruiken we 90 percentiel van de verwachte maximale waarde om de vangstefficiëntie te corrigeren. Mediaan en trisectie bepalen de andere klassegrenzen (zie ook Breine et al., 2015).

2.4.5 Berekenen van de Ecological Quality Ratio (EQR)

De som van de metriekscores geeft de waarde van de index voor biotische integriteit (IBI). De waarde van deze index, die de ecologische kwaliteit van een meetplaats beoordeelt, kan variëren afhankelijk van het aantal gebruikte metrieken. Om steeds de zelfde scoreschaal te hebben wordt de IBI omgerekend naar een EQR-score die varieert tussen een waarde 0 en 1. De omrekening gebeurt met de volgende formule: $EQR = (IBI - IBI_{min}) / (IBI_{max} - IBI_{min})$

////////////////////////////////////

IBI is de berekende waarde op basis van de metriek scores, IBI_{min} is de kleinst mogelijke IBI-waarde of is gelijk aan de som van de kleinste mogelijke metriekscores en IBI_{max} is de grootst mogelijke IBI-waarde (som van grootst mogelijke metriekscores).

2.4.6 Het toekennen van integriteitsklassen

De EQR-score varieert dus tussen een waarde 0 en 1. Door dit interval te delen door 4 bepaalden we de grenswaarden van de verschillende integriteitsklassen.

2.4.7 Validatie

Hierbij vergelijken we de met de index berekende EQR appreciaties (integriteitsklassen) met de Habitat Status klassen. We hanteren dezelfde criteria zoals beschreven in Breine et al. (2015) waarbij voor de beoordeling één klassenverschil is toegelaten. We gebruiken ook de resultaten van de viscampagnes in 2019 als externe validatie.



3 RESULTATEN EN DISCUSSIE

3.1 PRE-CLASSIFICATIE

In totaal beschikken we over 267 campagnes verspreid over een periode van 2004 tot en met 2019. Voor de ontwikkeling van de visindex gebruiken we data van 2004 tot en met 2016. De campagnes gebeurden in de winter (10), voorjaar (108), zomer (61) en najaar (76). We beslisten om de winterdata niet te gebruiken gezien we slechts uitzonderlijk in de winter vissen. De waarden van de jaar Habitat Status per zijrivier en de appreciatie staan in Tabel 4.

Tabel 4. Habitat Status en appreciatie berekend per jaar voor de getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde (2004-2019).

Waterloop	jaar	jaarkwaliteit	HABS
Rupel	2004	1	slecht
Rupel	2005	1	slecht
Rupel	2006	1	slecht
Rupel	2007	2	ontoereikend
Rupel	2008	3	matig
Rupel	2009	3	matig
Rupel	2010	4	GEP
Rupel	2011	4	GEP
Rupel	2012	4	GEP
Rupel	2014	4	GEP
Rupel	2016	4	GEP
Rupel	2019	4	GEP
Beneden Nete	2011	3	matig
Beneden Nete	2010	3	matig
Beneden Nete	2012	3	matig
Beneden Nete	2014	3	matig
Beneden Nete	2016	3	matig
Beneden Nete	2019	3	matig
Dijle	2010	3	matig
Dijle	2011	3	matig
Dijle	2012	3	matig
Dijle	2014	3	matig
Dijle	2016	3	matig
Dijle	2019	3	matig
Durme	2004	2	ontoereikend
Durme	2005	2	ontoereikend
Durme	2006	2	ontoereikend
Durme	2007	2	ontoereikend
Durme	2008	3	matig
Durme	2009	3	matig
Durme	2010	3	matig
Durme	2011	3	matig
Durme	2012	3	matig
Durme	2013	3	matig
Zenne	2007	1	slecht
Zenne	2008	1	slecht
Zenne	2009	1	slecht
Zenne	2010	2	ontoereikend
Zenne	2011	2	ontoereikend
Zenne	2012	2	ontoereikend
Zenne	2016	2	ontoereikend
Zenne	2019	2	ontoereikend



Voor de externe validatie beschikten over data van het voorjaar 2019 (6) en het najaar 2019 (6) van de Rupel, Zenne, Dijle en Beneden Nete. De hoofdbedoeling van het bepalen van een jaarkwaliteit was om een kwaliteitsgradiënt te bepalen gebaseerd op abiotische variabelen. Het is dus zeker niet te beschouwen als de werkelijke definitieve status van de locaties.

3.2 VISGEGEVENS

In de periode 2004-2016 vingen we in totaal 37 vissoorten. In de Beneden Nete vingen we 24 soorten, 20 in de Dijle, 28 in de Durme, 39 in de Rupel en 21 in de Zenne.

In de Beneden Nete was voor de periode 2010-2016 brakwatergrondel de meest gevangen vis gevolgd door paling en spiering (Tabel 5). Ook in 2019 was brakwatergrondel de meest gevangen soort (Tabel 5).

Tabel 5. Aantal individuen per soort en per jaar gevangen in de Beneden Nete 2010-2019.

jaar	Beneden Nete					
	2010	2011	2012	2014	2016	2019
fuikdagen	10	12	11	12	4	3
baars	2	6	4	14	5	2
bittervoorn	1	0	0	4	0	2
blankvoorn	13	9	7	24	1	3
blauwbandgrondel	0	14	0	0	0	0
bot	16	2	31	20	0	1
brakwatergrondel	52	9	88	404	0	273
brasem	1	11	0	9	1	0
dikkopje	0	28	0	0	0	35
driedoornige stekelbaars	18	44	6	17	0	2
Europese meerval	1	1	0	0	0	0
giebel	2	0	0	0	0	0
karper	0	0	0	2	0	1
kolblei	7	7	3	7	5	0
paling	39	113	84	187	93	21
pos	1	3	0	1	1	0
rietvoorn	1	0	0	0	0	0
rivierprik	0	1	0	0	0	0
serpeling	0	0	1	0	0	0
snoekbaars	1	5	0	11	0	1
spiering	0	67	13	303	0	12
tiendoornige stekelbaars	1	1	0	3	0	0
vetje	1	0	0	0	0	0
zeebaars	16	1	2	35	0	0
zwartbekgrondel	0	0	0	0	1	0

In de Dijle was paling de meest gevangen soort voor de periode 2010-2016. Brakwatergrondel, spiering en bot volgden wat het aantal gevangen individuen betreft. In 2019 echter was brakwatergrondel de meest gevangen soort (Tabel 6).

Tabel 6. Aantal individuen per soort en per jaar gevangen in de Dijle 2010-2019.

jaar	Dijle					
	2010	2011	2012	2014	2016	2019
fuikdagen	10	12	12	12	4	3
alver	1	0	0	1	0	0
baars	0	9	6	8	4	3
bittervoorn	0	0	0	2	0	0
blankvoorn	7	12	74	31	3	25
blauwbandgrondel	0	0	0	0	0	1
bot	199	31	104	85	11	7
brakwatergrondel	55	2	129	608	0	1196
brasem	0	4	31	22	0	0
dikkopje	0	0	4	0	0	52
driedoornige stekelbaars	11	1	14	1	1	4
giebel	1	1	0	1	0	0
haring	0	0	0	0	0	1
karper	0	0	2	0	0	0
kolblei	1	3	14	8	1	0
paling	274	53	353	266	393	50
pos	0	1	0	0	0	0
rietvoorn	1	0	0	1	0	0
rivierprik	0	1	0	0	0	1
snoekbaars	5	5	0	10	0	0
spiering	0	11	22	418	0	14
tiendoornige stekelbaars	0	0	1	0	0	0
zeebaars	2	0	10	19	0	0

In de Durme visten we van 2004 tot en met 2013. In deze periode was brakwatergrondel de meest gevangen vis gevolgd door spiering, blankvoorn en driedoornige stekelbaars (Tabel 7). Bot, dikkopje, paling en zeebaars werden ook goed gevangen. In 2020 zal er weer worden gevestigd op twee locaties.

In de Zenne was paling de meest gevangen vis in de periode 2007-2016 gevolgd door bot en brakwatergrondel (Tabel 8). In 2019 was blankvoorn de meest gevangen vis.

Tabel 7. Aantal individuen per soort en per jaar gevangen in de Durme 2004-2013.

jaar	Durme									
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
fuikdagen	3	6	5	5	4	8	16	20	24	24
alver	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
baars	1	12	2	7	1	8	2	10	8	28
bittervoorn	5	4	4	3	0	1	0	1	1	0
blankvoorn	29	85	126	70	15	108	113	393	148	114
blauwbandgrondel	18	17	8	16	3	49	11	21	9	6
bot	2	1	0	0	0	18	25	13	344	125
brakwatergrondel	0	0	9	11	1	7	151	88	3007	387
brasem	0	1	1	4	4	21	22	39	61	50
dikkopje	0	0	0	0	0	431	0	14	1	5
driedoornige stekelbaars	3	81	50	15	25	204	62	36	194	319
Europese meerval	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
giebel	2	8	7	0	7	58	43	75	18	21
haring	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
karper	0	1	0	1	0	78	16	24	9	5
kolblei	23	14	9	25	0	3	2	40	7	75
kopvoorn	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
kroeskarper	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
paling	13	56	6	5	2	28	74	101	51	70
pos	1	2	0	6	1	23	4	0	0	5
rietvoorn	1	4	3	0	0	7	57	85	8	7
snoek	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
snoekbaars	0	0	0	0	1	0	6	31	26	157
spiering	0	0	1	0	0	0	0	15	18	2682
tiendoornige stekelbaars	9	2	0	0	1	1	2	0	2	7
vetje	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
winde	0	0	0	3	0	5	0	11	0	2
zeebaars	0	0	0	0	0	305	14	0	38	11
zeelt	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0

Tabel 8. Aantal individuen per soort en per jaar gevangen in de Zenne 2007-2019.

jaar	Zenne							
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2016	2019
fuikdagen	2	2	2	4	12	11	12	4
baars	0	1	0	0	2	1	2	0
bittervoorn	0	0	0	0	7	2	5	0
blankvoorn	0	0	0	100	40	84	23	460
blauwbandgrondel	0	0	0	1	4	0	9	1
bot	0	0	0	9	1540	50	38	2
brakwatergrondel	0	0	0	0	43	55	158	42
brasem	0	0	0	1	7	6	0	3
dikkopje	0	0	0	0	12	0	0	0
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	34	11	2	1
Europese meerval	0	0	0	0	2	0	0	0
giebel	0	0	0	3	3	0	5	3
karper	0	0	0	0	0	1	1	0
kolblei	0	0	0	0	0	0	1	0
paling	1	5	498	1059	540	234	809	113
pos	0	0	0	0	1	0	0	0
rietvoorn	0	0	0	1	0	1	13	1
snoekbaars	0	0	0	0	3	0	2	0
spiering	0	0	0	0	19	5	7	19
winde	0	0	0	0	0	1	0	1
zeebaars	0	0	0	0	6	0	0	0
zeelt	0	0	0	1	0	0	0	0

In de Rupel was voor de periode 2004-2016 brakwatergrondel de meest gevangen vis gevolgd door spiering, paling, bot en blankvoorn (Tabel 9). In 2019 was spiering de meest gevangen soort.

Tabel 9. Aantal individuen per soort en per jaar gevangen in de Rupel 2004-2019.

jaar	Rupel											
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2014	2016	2019
fuikdagen	3	6	6	6	6	11	48	34	35,5	30	36	12
alver	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
baars	2	0	3	7	6	13	51	62	39	12	21	0
bittervoorn	1	0	14	10	5	3	11	30	6	1	19	1
blankvoorn	34	1	168	98	67	66	471	88	111	12	44	31
blauwbandgrondel	0	0	17	2	16	3	2	31	6	1	5	2
bot	11	0	0	0	86	435	353	78	503	81	24	14
brakwatergrondel	3	0	0	1	76	252	2657	412	2564	319	68	160
brasem	0	0	20	0	0	90	117	87	250	42	34	51
bruine Amerikaanse dwergmeerval	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
dikkopje	0	0	0	0	0	118	0	91	0	0	22	26
driedoornige stekelbaars	0	0	1	2	4	12	36	123	58	28	8	12
Europese meerval	0	0	0	1	0	0	3	1	0	2	2	2
fint	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
gevlekte grondel	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
giebel	0	0	7	3	5	5	8	1	6	1	17	4
haring	0	0	0	0	0	8	0	23	0	1	0	87
karper	0	0	0	5	1	2	2	1	2	3	8	0
kleine zeenaald	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
kolblei	15	0	69	0	25	61	43	25	3	14	19	2
kopvoorn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
paling	0	1	3	30	41	105	676	267	198	562	377	58
pos	0	0	0	1	3	40	31	21	5	0	3	0
rietvoorn	0	0	5	1	0	6	5	4	12	2	14	1
rivierprik	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
schol	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
serpeling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
snoek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
snoekbaars	1	0	0	0	2	17	69	46	44	119	40	18
spiering	2	0	0	0	0	0	8	424	224	1327	327	441
sprot	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
tiendoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
tong	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
vetje	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
winde	0	0	0	47	1	1	1	1	2	0	0	0
zandspiering	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
zeebaars	0	0	0	0	0	3	60	123	22	15	0	1
zeelt	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
zonnebaars	0	0	0	1	0	0	1	2	0	1	3	0
zwartbekgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	2

3.3 KANDIDAAT METRIEKEN EN GILDES

Op basis van literatuur selecteerden we 25 relevante kandidaat metrieken (Tabel 10).

Tabel 10. Kandidaat metrieken en hun verwachte reactie bij verstoring. ↑toename in waarde; ↓afname in waarde.

Kandidaat metrieken	afkorting	verwachte reactie bij verstoring
aantal diadrome soorten	MnsDia	↓
aantal estuariene soorten	MnsEst	↓
aantal indicator soorten	MnsIso	↓
aantal individuen /fuidag	MniInd	↓
aantal invertivore soorten	MnsInv	↓
aantal mariene soorten	MnsMar	↓
aantal niet-inheemse soorten	MnsExo	↑
aantal omnivore soorten	MnsOmn	↑
aantal pionier soorten	MnsPio	↑
aantal piscivore soorten	MnsPis	↓
aantal soorten die in referentielijst staan	MnsTot	↓
aantal soorten gespecialiseerde paaiers	MnsSpa	↓
aantal tolerante soorten	MnsTol	↓
relatief aantal diadrome individuen	MpiDia	↓
relatief aantal estuariene individuen	MpiEst	↓
relatief aantal indicator individuen	MpiIso	↓
relatief aantal individuen gespecialiseerde paaiers	MpiSpa	↓
relatief aantal individuen van pioniersoorten	MpiPio	↑
relatief aantal invertivore individuen	MpiInv	↓
relatief aantal mariene individuen	MpiMar	↓
relatief aantal niet-inheemse individuen	MpiExo	↑
relatief aantal omnivore individuen	MpiOmn	↑
relatief aantal piscivore individuen	MpiPis	↓
relatief aantal tolerante individuen	MpiTol	↑
tolerantiewaarde	ManTol	↓
Shannon index	ManSha	↓

In de referentielijst staan dus geen niet-inheemse soorten zoals blauwbandgrondel, bruine Amerikaanse dwergmeerval, giebel, zonnebaars en zwartbekgrondel (Tabel 11). Er is een klein verschil tussen de referentie soorten in de zoetwatergetijde rivieren en de oligohaliene Rupel.

We selecteerden 10 gilden en kenden de referentie soorten, inclusief die van de validatie gegevens, aan een of meerdere gilden toe (Tabel 12).

Tabel 11. Referentie soorten voor zoetwater getijde rivier en Rupel en hun habitat gilde. FW: zoetwatersoort; D: diadrome soort; M: mariene soort; E: estuariene soort.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Gilde	aangepast zoetwater getijde zijrivier	aangepast voor Rupel
brasem	<i>Abramis brama</i>	FW	x	x
fint	<i>Alosa fallax</i>	D	x	x
paling	<i>Anguilla anguilla</i>	D	x	x
kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	FW	x	x
dunlipharder	<i>Chelon ramada</i>	D	x	x
haring	<i>Clupea harengus</i>	M		x
karper	<i>Cyprinus carpio</i>	FW	x	x
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	M		x
snoek	<i>Esox lucius</i>	FW	x	x
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	FW/D	x	x
riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	FW	x	x
pos	<i>Gymnocephalus cernua</i>	FW	x	x
rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>	D	x	x
vetje	<i>Leucaspius delineatus</i>	FW	x	x
winde	<i>Leuciscus idus</i>	FW	x	x
spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	D	x	x
baars	<i>Perca fluviatilis</i>	FW	x	x
bot	<i>Platichthys flesus</i>	D	x	x
brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	E	x	x
dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	E	x	x
tiendoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	FW	x	
bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	FW	x	x
blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	FW	x	x
snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	FW	x	x
rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	FW	x	x
Europese meerval	<i>Silurus glanis</i>	FW	x	x
zeelt	<i>Tinca tinca</i>	FW	x	x
totaal aantal soorten			25	26

Tabel 12. Referentie soorten en hun gilde.

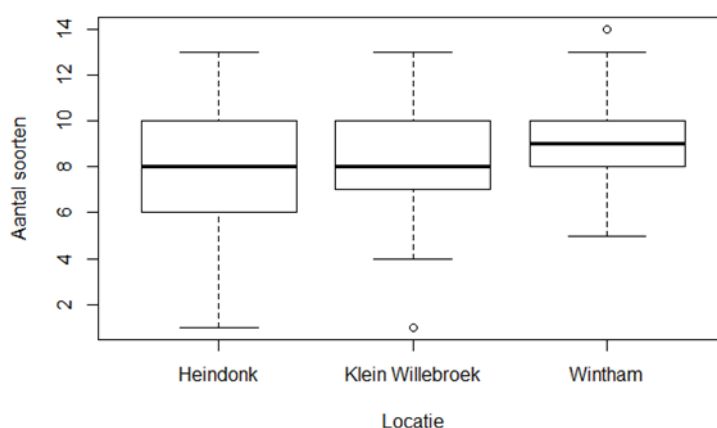
Wetenschappelijke naam	Soort	Tolerante soort	Gespecialiseerde paaiër	Invertivoor	Omnivoor	Piscivoor	Diadroon	Tolerante waarde	Indicator soort	Estuarien	Marien
<i>Abramis brama</i>	brasem	x			x			1			
<i>Alosa fallax</i>	fint					x	x	5	x		
<i>Anguilla anguilla</i>	paling	x		x		x	x	2			
<i>Blicca bjoerkna</i>	kolblei	x						2			
<i>Chelon ramada</i>	dunlipharder			x			x	5			
<i>Clupea harengus</i>	haring			x				3			x
<i>Cyprinus carpio</i>	karper				x			2			
<i>Dicentrarchus labrax</i>	zeebaars					x		3			x
<i>Esox lucius</i>	snoek	x			x			4	x		
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	driedoornige stekelbaars	x	x	x		x	x	1			
<i>Gobio gobio</i>	riviergrondel		x	x				3			
<i>Gymnocephalus cernua</i>	pos			x				2			
<i>Lampetra fluviatilis</i>	rivierprik		x				x	3	x		
<i>Leucaspius delineatus</i>	vetje							4			
<i>Leuciscus idus</i>	winde				x			4			
<i>Osmerus eperlanus</i>	spiering					x	x	4	x		
<i>Perca fluviatilis</i>	baars	x	x	x		x		2			
<i>Platichthys flesus</i>	bot			x				3			x
<i>Pomatoschistus microps</i>	brakwatergrondel	x	x					3		x	
<i>Pomatoschistus minutus</i>	dikkopje	x	x					3		x	
<i>Pungitius pungitius</i>	tiendoornige stekelbaars	x	x	x				1			
<i>Rhodeus sericeus</i>	bittervoorn		x					3			
<i>Rutilus rutilus</i>	blankvoorn	x		x				1			
<i>Sander lucioperca</i>	snoekbaars					x		2			
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	rietvoorn		x	x				3			
<i>Silurus glanis</i>	Europese meerval				x	x		3			
<i>Tinca tinca</i>	zeelt	x	x	x				3			

3.4 SELECTIE VAN DE METRIEKEN

3.4.1 Rupel

3.4.1.1 Inleiding

Rupel data bevatten 8 wintercampagnes (in totaal 120 campagnes). Normaal gezien vissen we niet in de winter dus ook voor de Rupel data gaan we de wintergegevens niet gebruiken.



Figuur 3. Variatie van het aantal soorten per fuijkdag in drie locaties van de Rupel periode 2004-2016 (n=112).

De variatie van het gevangen aantal soorten in drie verschillende locaties van de Rupel toont geen significante verschillen. De variatie van metriekwaarden met habitatstructuur staan in bijlage (Figuur A).

De correlatie- en collineariteitstesten laten ons toe om de niet-gecorrleerde predictors te selecteren. Voor de correlatietest gebruikten we variabelen (log getransformeerde waarden) die een invloed op de visgemeenschap kunnen hebben.

Tabel 13. Fisher correlatie tussen mogelijke predictors en hun significantie ($p < 0.001$; * $p < 0.05$) (n=112).**

Correlaties	watertemp.	zuurstof	ZK	pH	turbiditeit	Conductiviteit	habitatstructuur
zuurstof	0,848**						
ZK	0,836**	0,985**					
pH	0,924**	0,974**	0,950**				
turbiditeit	0,579**	0,465**	0,460**	0,529**			
Conductiviteit	0,905**	0,980**	0,962**	0,993**	0,514**		
habitatstructuur	-0,017	-0,012	-0,011	-0,016	0,02	-0,02	
Habitat Status	0,461**	0,712**	0,781**	0,600**	0,225*	0,632**	0,374**

ZK is een score berekend op basis van de zuurstofconcentratie (zie 2.4.1. Pre-classificatie). De volgende stap is de collineariteit nagaan door het berekenen van de VIF waarden (Variance Inflation Factors) (Tabel 14).

Tabel 14. VIF waarden tussen mogelijke predictors.

VIF	watertemp.	zuurstof	ZK	pH	turbiditeit	Conductiviteit	habitatstructuur
zuurstof	8,5						
ZK	13,05	159					
pH	1,49	1,52	1,53				
turbiditeit	9,17	116,1	179,02				
Conductiviteit	13,3	100,2	98,1	66,7			
habitatstructuur	5,22	5,22	2,02	4,01	5,19	5,22	
Habitat Status	13,4	29,8	7,06	21,5	29,7	29,8	5,73

De berekende VIF waarden zijn hoog. Het resultaat van het verkennende modelleren staat in bijlage (Tabel A). We besloten om de data van de Rupel te groeperen per jaar. Met de data gegroepeerd per jaar verminderen we het aantal variabelen (n=11) en kan er geen model gefit worden.

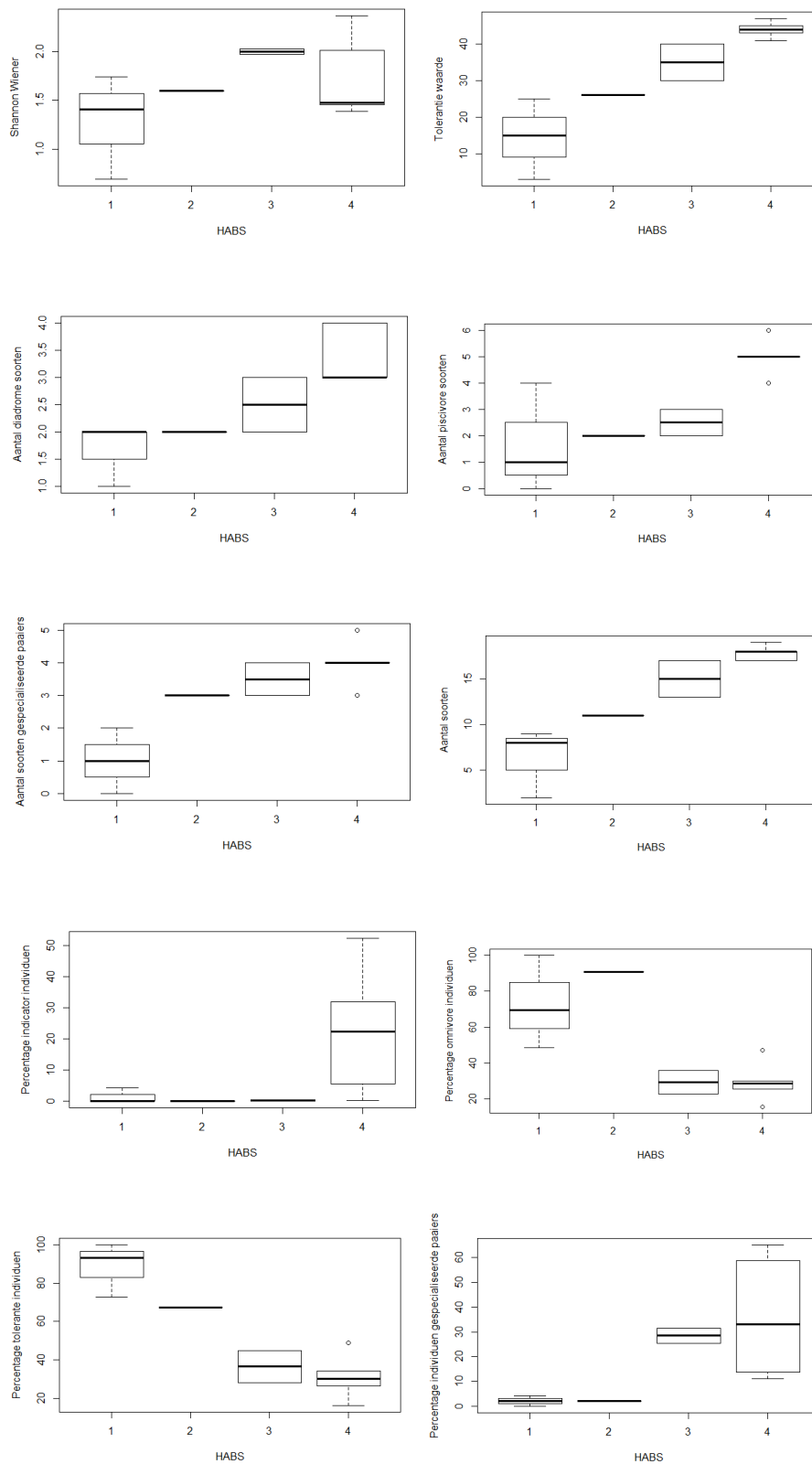
3.4.1.2 Selectie metrieken met jaardata

Voor het bepalen van de gemiddelde habitat status score (HABS, Tabellen 4 & 15) namen we ook het jaar mee als wegingsfactor: hoe langer geleden hoe slechter de habitat kwaliteit met 2007 als keerpunt. Dat komt ook goed overeen met de evolutie van de opgeloste zuurstof in de Rupel. We berekenden de waarden van de metrieken met visdata omgerekend naar fuikdata per jaar en zetten de variatie van deze waarden uit ten opzichte van de jaarkwaliteit (HABS).

Tabel 15. HABS score per jaar voor de Rupel.

jaar	HABS
2004	1
2005	1
2006	1
2007	2
2008	2
2009	3
2010	4
2011	4
2012	4
2014	4
2016	4

Op basis van de variatie van de metriekwaarden ten opzichte van de HABS maakten we een eerste selectie van metrieken (Figuur 4).



Figuur 4. Metrieken waarvan de waarde goed varieert ten opzichte van HABS score. Rupel jaardata (n=11).



De overige kandidaat metrieken zoals aantal exotische soorten, vertoonden geen of onlogische variatie met veranderende HABS scores. Voor de 10 geselecteerde metrieken gaan we ook de onderlinge correlatie na (Tabel 16).

Tabel 16. Pearson correlatie getransformeerde waarden (logx+1 en vierkantswortel) van metrieken geselecteerd op basis van boxplots (Rupel jaardata). (p<0,001; * p<0,05). Voor de verklaring van de afkorting zie Tabel 10.**

	MpiSpa	MpiInd	MpiOmn	MnsSpa	MnsTot	MnsDia	MnsPis	ManSha	ManTol
MpiTol	-0,900**	-0,848**	0,927**	-0,751*	-0,837*	-0,758*	-0,757*	-0,406	-0,817*
MpiSpa		0,933**	-0,894**	0,707*	0,771*	0,711*	0,640*	0,392	0,742*
MpiInd			-0,889**	0,630*	0,735*	0,594	0,622*	0,488	0,735*
MpiOmn				-0,666*	-0,806*	-0,735*	-0,757*	-0,467	-0,796*
MnsSpa					0,950**	0,770*	0,753*	0,690*	0,915**
MnsTot						0,849**	0,896**	0,719*	0,992**
MnsDia							0,841*	0,434	0,839*
MnsPis								0,619*	0,926**
ManSha									0,727*

Metrieken die zowel met het modelleren (zie bijlage) als via de visuele waarneming werden geselecteerd zijn: MnsTot (totaal aantal soorten uit referentie lijst); MpiSpa (percentage gespecialiseerde paaiers); MpiOmn (percentage omnivoren); MnsDia (aantal diadrome soorten) en MnsPis (aantal piscivoren). De uiteindelijke selectie van de metrieken gebeurde op basis van de visuele waarneming en de correlaties (Tabel 17).

Tabel 17. Geselecteerde metrieken voor index berekening met jaardata van de Rupel, hun maximale waarde op basis van referentielijst (max waarde) en van de echte waarden (max).

metriek	verklaring	max waarde	max
MnsTot	totaal aantal soorten uit referentie lijst	26	19
MpiOmn	percentage omnivoren (%)	9/26*100=34,6	100
MpiSpa	percentage gespecialiseerde paaiers (%)	9/26*100=34,6	65,1
MnsDia	aantal diadrome soorten	6	4
MnsPis	aantal piscivoren	7	6

3.4.1.3 Scoren van de geselecteerde metrieken

Voor de Rupel kunnen we een goede habitat kwaliteit halen (HABS, Tabel 15). We nemen daarom het 90 percentiel van de maximale metriek waarden als een reflectie van deze toestand. Voor de metrieken die soorten evalueren gebruiken we 90 percentiel van de verwachte maximale waarde om de vangstefficiëntie te corrigeren. We berekenden voor de geselecteerde metrieken van de Rupel en zijrivieren de maximale waarde, gemiddelde, percentiel (95 en 90) en de mediaan op basis van de jaardata (Tabel 18).



Tabel 18. Maximale waarde, gemiddelde, percentiel (95 en 90) en de mediaan van de geselecteerde metrieken met jaardata van de Rupel. Verklaring afkortingen zie Tabel 17.

Rupel	MnsTot	MpiOmn	MpiSpa	MnsDia	MnsPis
max. waarde	19	100	65,1	4	6
gemiddelde	13,5	46,8	22,4	2,6	3,4
95 percentiel	18,5	95,3	61,9	4	5,5
90 percentiel	18	90,6	58,7	4	5
mediaan	17	35,8	13,7	3	4

Voor de Rupel werd het 90 percentiel van het maximaal aantal soorten als MEP grenswaarde gebruikt, de mediaan als GEP en de andere grenswaarden werden door trisectie berekend (Tabel 19). Voor het percentage omnivoren werd de mediaan als grenswaarde voor de slechte toestand genomen. Trisectie berekende de grenswaarden voor de overige integriteitsklassen. Voor de overige drie metrieken werd het 90 percentiel als MEP grenswaarde genomen. Voor de gespecialiseerde paaiers hebben we ook een maximale waarde waarboven het MEP niet wordt gehaald. Deze waarde wordt bepaald door trisectie van de MEP grenswaarde $(58,7/5 \cdot 6)$. De grenswaarden voor de overige klassen worden ook door trisectie bepaald. Voor het aantal piscivore en diadrome soorten werd de mediaan als GEP grenswaarde genomen. Trisectie bepaalt de overige grenswaarden.

Tabel 19. Grenswaarden van de geselecteerde metrieken voor Rupel index. Verklaring afkortingen zie Tabel 17.

integriteitsklasse	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
metriek/score	1	0,8	0,6	0,4	0,2
MnsTot	≥ 18	17	$<17 \geq 12$	$<12 \geq 8$	<8
MpiOmn	$<8,9$	$<17,9 \geq 8,9$	$<26,8 \geq 17,9$	$<35,8 \geq 26,8$	$\geq 35,8$
MpiSpa	$<70,4 \geq 58,7$	$<58,7 \geq 46,9$	$<46,9 \geq 23,4$	$<23,4 \geq 11,7$	$<11,7 \geq 70,4$
MnsDia	≥ 4	3	2	1	0
MnsPis	≥ 5	4	3	2	≤ 1

3.4.1.4 Berekenen van de EQR

De som van de verschillende scores geeft de IBI waarde die omgerekend wordt naar een EQR.

$EQR = (\text{berekende IBI waarde} - \text{laagst mogelijke IBI waarde}) / (\text{hoogst mogelijke IBI waarde} - \text{laagst mogelijke IBI waarde})$. Deze waarde varieert tussen 0 en 1. Als MnsTot=0 dan is de EQR ook 0. Indien er minder dan 2 soorten werden gevangen dan is de EQR gelijk aan 0,01. Als de IBI waarde gelijk is aan de minimum IBI waarde dan is de EQR=0,05.

De resultaten van de ecologische toestand van de visgemeenschap in de Rupel voor de periode 2004-2016 staan in tabel 20.



Tabel 20. De metriekscores, IBI, EQR en appreciatie voor de visgemeenschap in de Rupel voor de periode 2004-2016.

jaar	MnsTot	MpiOmn	MpiSpa	MnsDia	MnsPis	IBI	EQR	Integriteitsklasse
2004	0,4	0,2	0,2	0,6	0,8	2,4	0,3	ontoereikend
2005	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	2,4	0,01	slecht
2006	0,4	0,2	0,2	0,6	0,2	1,8	0,15	slecht
2007	0,4	0,2	0,2	0,6	0,4	2	0,2	slecht
2008	0,6	0,2	0,6	0,8	0,4	2,2	0,4	ontoereikend
2009	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	3,2	0,55	matig
2010	1	0,4	1	1	1	4,4	0,85	GEP
2011	1	0,4	0,6	0,8	1	3,8	0,7	matig
2012	1	0,8	1	0,8	0,8	4,4	0,85	GEP
2014	0,8	0,6	0,4	1	1	3,8	0,7	matig
2016	0,8	0,2	0,2	0,8	1	3	0,5	matig

3.4.1.5 Validatie

Een eerste validatie kan gebeuren door de berekende HABS (gemiddelde habitat status score) te vergelijken met de integriteitklassen (Tabellen 21 en 23). HABS is niet te beschouwen als de correcte appreciatie, maar wel als een signaal. Een tweede validatie bestaat erin om de integriteitklassen berekend met de brakwaterindex (Breine et al., 2007) en de zone specifieke index of zone-index (Breine et al., 2010) te vergelijken met de integriteitklassen berekend met de nieuw ontwikkelde index (Tabel 22). Tenslotte kunnen we met de 2019 data de verschillende indices vergelijken onderling en met de HABS.

Tabel 21. De EQR appreciatie, HABS appreciatie en klassenverschil tussen beide benaderingen voor de Rupel (2004-2016).

jaar	EQR appreciatie	HABS	klassenverschil
2004	ontoereikend	slecht	+1
2005	slecht	slecht	0
2006	slecht	slecht	0
2007	slecht	ontoereikend	-1
2008	ontoereikend	matig	-1
2009	matig	matig	0
2010	GEP	GEP	0
2011	matig	GEP	-1
2012	GEP	GEP	0
2014	matig	GEP	-1
2016	matig	GEP	-1

Het klassenverschil is nooit meer dan 1. Er is een tendens om met de EQR de toestand strenger te beoordelen dan met de benadering om HABS te bepalen.

Tabel 22. De EQR appreciatie, HABS appreciatie en klassenverschil tussen brakwaterindex, zone-index en nieuw ontwikkelde indexbenaderingen voor de Rupel (2004-2016).

jaar	EQR brakwater index	appreciatie	EQR zone-index	appreciatie	EQR nieuwe index	appreciatie	klassenverschil brakwaterindex	klassenverschil zone-index
2004	0,16	slecht	0,01	slecht	0,3	ontoereikend	+1	+1
2005	0,16	slecht	0,01	slecht	0,01	slecht	0	0
2006	0,16	slecht	0,12	slecht	0,15	slecht	0	0
2007	0,33	ontoereikend	0,12	slecht	0,2	slecht	-1	0
2008	0,5	ontoereikend	0,14	slecht	0,4	ontoereikend	0	+1
2009	0,25	slecht	0,24	ontoereikend	0,55	matig	+1	+1
2010	0,16	slecht	0,22	slecht	0,85	GEP	+2	+2
2011	0,55	matig	0,33	ontoereikend	0,7	matig	0	+1
2012	0,57	matig	0,25	ontoereikend	0,85	GEP	+1	+2
2014	0,53	matig	0,37	ontoereikend	0,7	matig	0	+1
2016	0,53	matig	0,25	ontoereikend	0,5	matig	0	+1

Er is meer overeenkomst met de brakwaterindex dan met de zone-specifieke index (Tabel 22). De brakwaterindex is ontwikkeld met data van de oligohaliene en mesohaliene zone van de Zeeschelde. Normaal gezien berekend deze index per locatie en per campagne de EQR. Hij is dus niet ontwikkeld om met jaardata te werken. De brakwaterindex gebruikt volgende metrieken: aantal brakwatersoorten, het relatief percentage spiering, het relatief percentage marien juveniel migrerende individuen, het relatief percentage omnivore individuen en het relatief percentage piscivore individuen. De metrieken die de zone specifieke index gebruikt zijn: het aantal piscivore soorten; aantal intolerante soorten; aantal diadrome soorten; het aantal individuen; aantal marien migrerende soorten en het aantal estuariene soorten. De verschillende indices hebben overeenkomstige metrieken, maar het scoren verloopt anders.

We bekeken ook het klassenverschil tussen de verschillende berekende indices en HABS (Tabel 23).

Tabel 23. Het klassenverschil tussen HABS voor de Rupel en de respectievelijke indices: brakwaterindex, de zone-index en de nieuw ontwikkelde index (2004-2016).

nieuwe EQR	brak EQR	zone EQR
+1	0	0
0	0	0
0	0	0
-1	0	-1
-1	-1	-2
0	-2	-1
0	-3	-3
-1	-1	-2
0	-1	-2
-1	-1	-2
-1	-1	-2

Uit Tabel 23 is duidelijk dat de zone-specifieke index niet goed werkt voor de Rupel. De brakwaterindex is iets strenger dan de nieuw ontwikkelde index.



Ook in 2019 scoort de zone specifieke index **slecht** met een EQR van 0,37. De brakwaterindex scoort **matig** met een EQR van 0,53 en de nieuw ontwikkelde index heeft 0,6 als EQR waarde wat met een **matige** kwaliteit overeenstemt. De HABS voor de Rupel in 2019 was **GEP**. De nieuwe index geeft de hoogste EQR (0,6) die het dichtst bij GEP aanleunt.

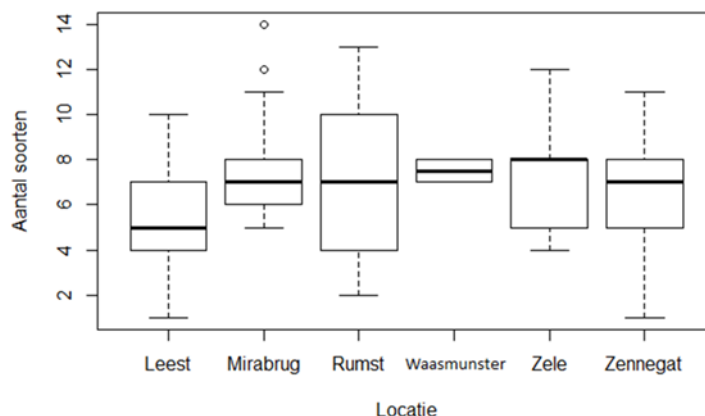
3.4.1.6 Besluit

We kunnen besluiten dat de kwaliteit van de Rupel op basis van de visgemeenschap, berekend met de brakwaterindex, weinig verschilt met de nieuwe index. De nieuwe index is wel niet geïnterkalibreerd en gebruikt jaardata. Het gebruik van jaardata voor het berekenen van de EQR is meer robuust dan het berekenen per campagne. De brakwaterindex berekent per locatie en per campagne de EQR en is wel geïnterkalibreerd (Lepage et al., 2016).

3.4.2 Zoetwater getijgebonden zijrivieren

3.4.2.1 Inleiding

Visuele waarneming van de variatie van het aantal soorten in de zijrivieren toont aan dat de visgemeenschap in Leest, wat het aantal soorten betreft, sterk verschilt van de andere zijrivieren (Figuur 5). In Figuur 5 staan ook de niet getijde locaties van de Durme (Waasmunster en Zele). De twee wintercampagnes zijn niet meegenomen in de analyse.



Figuur 5. De variatie van het aantal soorten per fuikdag in locaties van vier zijrivieren van de Zeeschelde periode 2004-2016 (n=132).

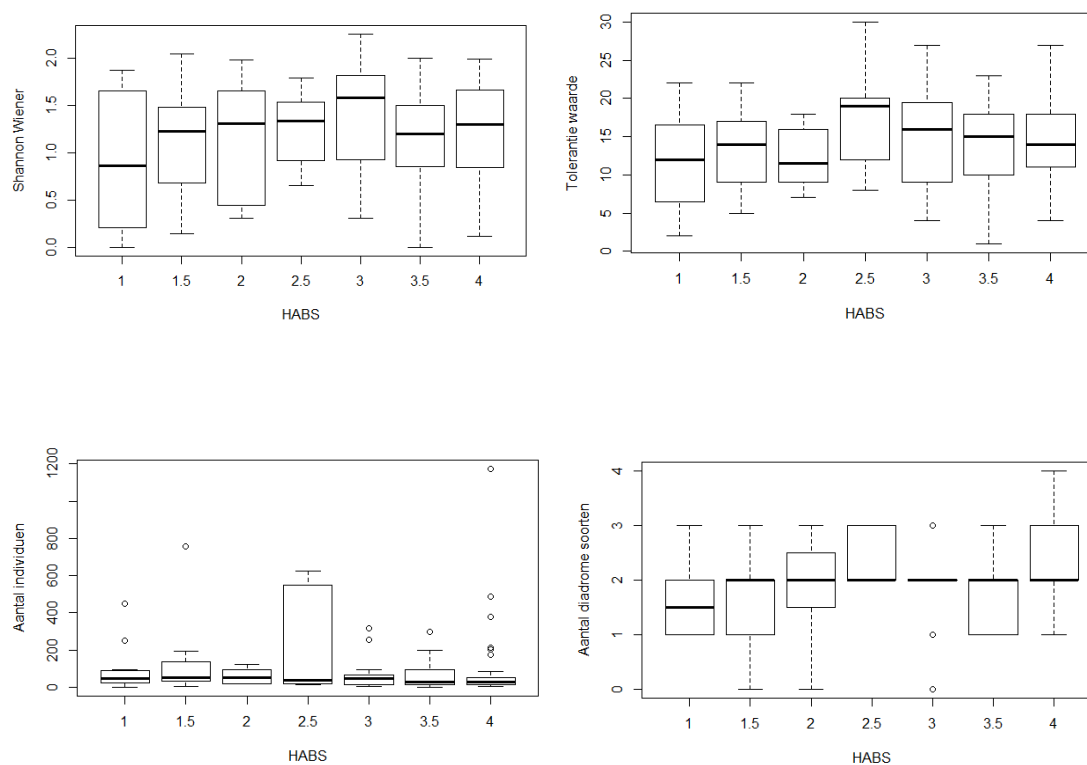
Voor zijrivieren hebben we, als verkennende analyse, eerst gemodelleerd met de niet gegroepeerde data (elke campagne apart genomen). De resultaten staan in de bijlage (Tabellen C, D & E).

3.4.2.2 Selectie metrieken met jaardata

Net als met de Rupel gaan we de data van de verschillende campagnes, uitgevoerd in de getijgebonden zijrivieren, groeperen per jaar. We transformeerden de visdata in aantal per fuikdag (per jaar) en berekenen de metriekwaarden. We hebben net genoeg data ($n=27$) om te modelleren.

Voor de predictors nemen we gemiddelden (dit voor het modelleren), indien gegevens van de waterkwaliteit ontbraken werd de VMM databank (<http://geoloket.vmm.be>) geraadpleegd.

Voor zijrivieren zijn de boxplots van de variatie van de metriekwaarden in functie van de Habitat Status (HABS, Tabel 24) iets minder duidelijk voor sommige metrieken (Figuur 6).



Figuur 6. Enkele voorbeelden van variatie van metriekwaarden in functie van HABS.

Tabel 24. HABS waarden voor locaties in getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde voor de periode 2004-2016.

jaar	Beneden Nete	Dijle	Durme	Zenne	jaar	Beneden Nete	Dijle	Durme	Zenne
2004			2,5		2011			3	
2004			3,5		2012	4	3,5	4	1
2004			3		2012	4	3,5	3	1
2005			3		2012	4	3,5	4	1,5
2005			2		2012	4	3,5	2	1
2005			1		2012	4	3,5	4	1,5
2006			4		2012		3,5	3	1,5
2006			3,5		2012			4	
2006			3		2012			3	
2007			3	1	2012			4	
2007			2		2012			3	
2007			1		2012			4	
2008			4	1	2013			3	
2008			3		2013			4	
2009			4	1	2013			3	
2009			3		2013			4	
2009			4		2013			3	
2009			4		2013			3	
2009			1,5		2013			3	
2009			1,5		2013			2,5	
2010	4	3,5	4	1,5	2013			3	
2010	4	3,5	3	1	2013			2,5	
2010	4	2	4	1,5	2013			3	
2010	3	2	1		2013			4	
2010	3		2,5		2013			1,5	
2010			1,5		2014	4	3,5		
2010			4		2014	4	3,5		
2011	4	3,5	4	1,5	2014	4	3,5		
2011	4	3,5	3	1	2014	4	3,5		
2011	4	3,5	4	1,5	2014	4	3,5		
2011	4	3,5	3	1,5	2014	4	3,5		
2011		3,5	4	1	2016	4	3,5		2
2011			2	1,5	2016	4	3,5		2
2011			2,5		2016				1,5
2011			1,5		2016				1,5
2011			4		2016				1,5
2011			3		2016				1,5

Voor het bepalen van de habitat status score (HABS) per jaar nemen we het gemiddelde. Als we daarenboven het jaar meenemen als wegingsfactor (zie ook bij de Rupel) dan spreken we van jaarkwaliteit (Tabel 4). Deze varieert tussen 1 en 3.



We berekenen de correlaties en VIF voor de predictors. De correlatie- en collineariteitstesten laten ons toe om de niet-gecorrleerde predictors te selecteren. Voor de correlatietest gebruikten we variabelen die een invloed op de visgemeenschap kunnen hebben (Tabel 25).

Tabel 25. Fisher correlatie tussen de (logx+1) getransformeerde jaargemiddelde waarden van de variabelen: Jaarkwaliteit is een proxy voor de gemiddelde kwaliteit. Habitatstructuur is een score gebaseerd op visuele waarneming (expert kennis) (varieert tussen 1 en 5) en HABS is de gemiddelde jaarlijkse habitatscore. (p<0.001; * p<0.05).**

Correlaties	zuurstof	pH	conductiviteit	habitatstructuur	HABS	watertemp.
jaarkwaliteit	0,901**	-0,082	-0,151	0,680**	0,874**	-0,388*
zuurstof		-0,004	-0,021	0,789**	0,918**	-0,564*
pH			-0,022	0,123	-0,164	0,125
conductiviteit				-0,142	-0,037	-0,062
habitatstructuur					0,782**	-0,405*
HABS						-0,566*

Tabel 26 VIF-waarden tussen mogelijke predictors.

VIF	zuurstof	pH	conductiviteit	habitatstructuur	HABS	watertemp.
jaarkwaliteit	4,99	1,36	1,05	3,33	8,93	1,53
zuurstof		1,27	1,11	3,28	9,31	1,59
pH			1,20	3,34	8,50	1,87
conductiviteit				3,39	10,11	1,87
habitatstructuur					3,00	1,81
HABS						1,76

HABS is sterk gecorreleerd met de meeste variabelen en heeft hoge VIF waarden. Habitatstructuur heeft net iets te hoge VIF waarden en is sterk gecorreleerd met zuurstof. Ook de jaarkwaliteit is sterk met zuurstof gecorreleerd. We kunnen zuurstof uit het model laten. HABS en opgeloste zuurstof worden niet meegenomen in het model (Tabel 27).



Tabel 27. Gefitte metrieken voor zijrivieren (in vetjes) met p-waarden, R²m en R²c (L log getransformeerd; SR vierkantswortel, verklaring afkortingen zie Tabel 10).

volledig model	lmer(metriek ~ Ljaarkwaliteit+ Lwtemp+LpH+LConductiviteit+Lhabitatstructuur+(1 jaar) + (1 waterloop))					
metriek	gefit model	p	p	p	R ² m	R ² c
LMnsTot	-0,206+2,269jaarkwaliteit	0,0000			0,6127	0,7054
LMniInd	0,89+3,15jaarkwaliteit-1,77habitatstructuur	0,0255	0,0630		0,1797	0,3170
LMnsExo	0,414-0,59watertemperatuur+1,03jaarkwaliteit	0,1024	0,0328		0,2597	0,7726
SRMpiExo	5,9-3,98watertemperatuur	0,0789			0,0466	0,7761
ManSha	-0,82+2,25jaarkwaliteit+1,88habitatstructuur	0,1273	0,0515		0,4219	0,5384
LMnsTol	0,28-0,29watertemperatuur+0,11pH+1,39jaarkwaliteit	0,1406	0,0321	0,0000	0,7311	0,7898
SRMpiTol	13-9,53jaarkwaliteit	0,0068			0,2250	0,3953
LManTol	-0,07+2,57jaarkwaliteit	0,0000			0,5662	0,6426
LMnsSpa	-0,59+2,10jaarkwaliteit	0,0000			0,5034	0,7342
SRMpiSpa	-4,77+16,34jaarkwaliteit	0,0036			0,3249	0,6635
LMnsInv	-0,319+1,67jaarkwaliteit	0,0000			0,6008	0,6375
SRMpiInv	-2,72+13,44jaarkwaliteit	0,0029			0,2803	0,2804
LMnsOmn	-0,43+0,12pH+1,94jaarkwaliteit	0,0960	0,0000		0,5761	0,8324
SRMpiOmn	12,25-8,52jaarkwaliteit	0,0127			0,1913	0,3691
LMnsPis	-00,19+1,18jaarkwaliteit	0,0013			0,3139	0,4630
SRMpiPis	0,54+3,71habitatstructuur	0,0481			0,0604	0,8270
LMnsDia	0,68-0,34watertemperatuur+0,45jaarkwaliteit	0,1431	0,0223		0,2796	0,6041
SRMpiDia	9,76-4,75habitatstructuur	0,2100			0,0958	0,5719
LMnsInd	0,27-0,10pH	0,3821			0,0257	0,8051
SRMpiInd	0,131+2,829jaarkwaliteit	0,3265			0,0132	0,8925

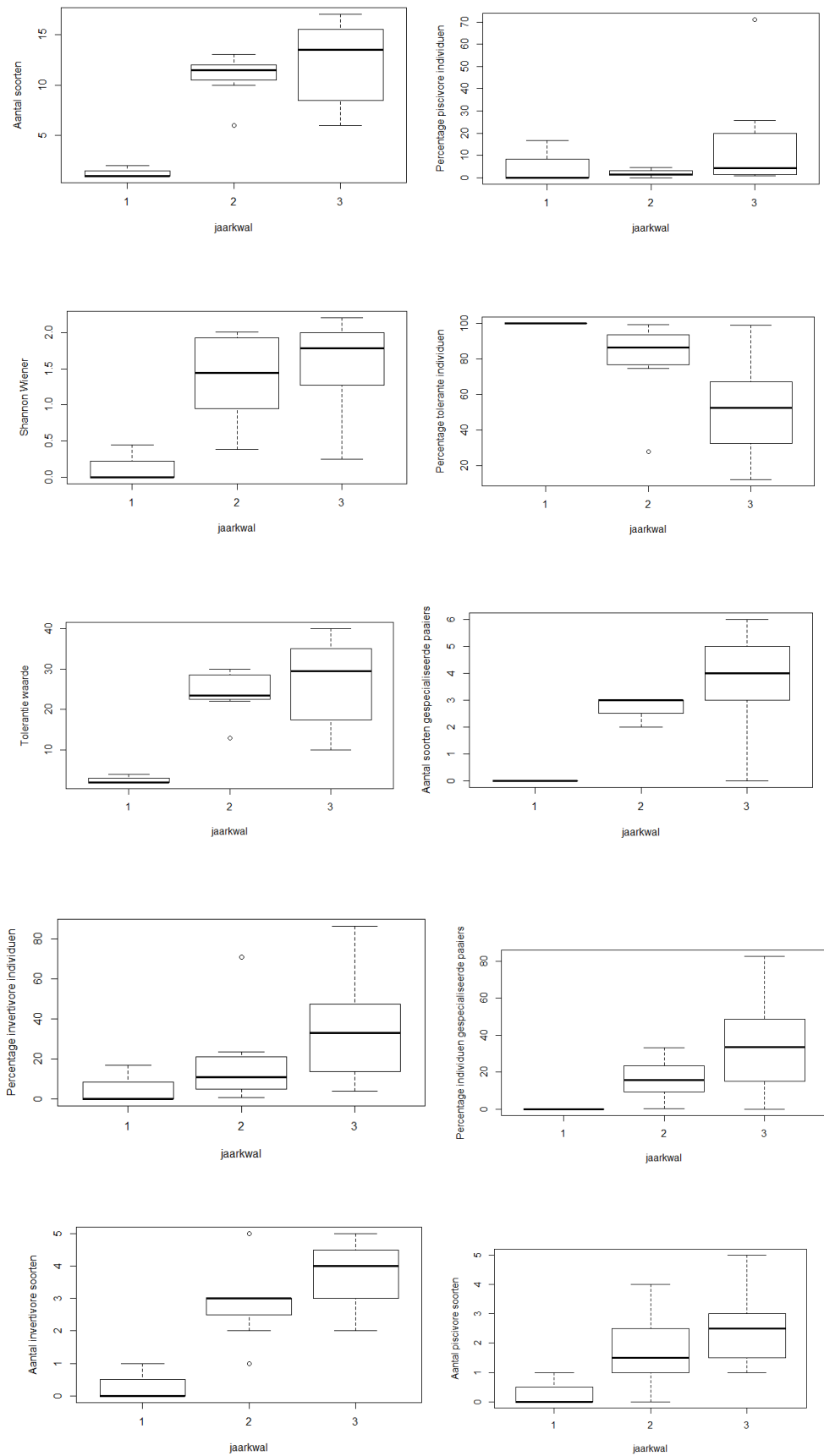
Vijf van de gefitte metrieken zijn ook met niet gegroepeerde data (zie bijlage) gefit: MnsTot, ManTol, MnsInv, MnsPis en MpiPis. MnsExo, MnsTol en MnsOmn worden weerhouden omdat hun reactie niet overeenkomt met de verwachtingen (Tabel 10). De Pearson correlaties tussen de gefitte metrieken helpen om redundante metrieken te bepalen (Tabel 28). ManSha (Shannon index of Shannon Wiener) werd voorlopig behouden voor de correlatie analyse omdat deze metriek bijna significant gefit werd.

Tabel 28. Pearson correlatie gefitte metrieken voor zijrivieren model met R²c >0.3 in vetjes, en de uitgesproken relevante correlaties (c ≥0,7; p ≤0,001) staan ook in vetjes.

	ManSha	MpiTol	ManTol	MnsSpa	MpiSpa	MnsInv	MpiInv	MnsPis	MpiPis
MnsTot	0,793**	-0,601**	0,994**	0,921**	0,725**	0,954**	0,618**	0,783**	0,361
ManSha		-0,358	0,775**	0,763**	0,754**	0,791**	0,455*	0,549*	0,351
MpiTol			-0,628**	-0,642**	-0,576*	-0,641**	-0,805**	-0,695**	-0,460*
ManTol				0,929**	0,710**	0,941**	0,639**	0,790**	0,364
MnsSpa					0,786**	0,847**	0,582*	0,718**	0,309
MpiSpa						0,684**	0,593*	0,581*	0,161
MnsInv							0,696**	0,831**	0,472*
MpiInv								0,688**	0,201
MnsPis									0,543*

Er bestaan dus wel sterke correlaties tussen verschillende gefitte metrieken. MpiPis correleert met geen enkele metriek maar de boxplot toont een onduidelijk patroon (Figuur 7).

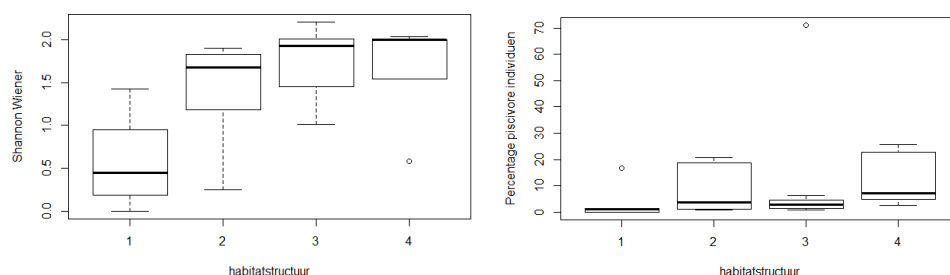




Figuur 7. De variatie van de 10 gefitte metrieken in functie van jaarkwaliteit.



Het aantal soorten (MnsTot) heeft geen duidelijk patroon: grote overlap tussen klassen 2 en 3 (Figuur 7). Verder is MnsTot sterk gecorreleerd met ManSha, ManTol; MnsSpa, MpiSpa, MnsInv en MnsPis (Tabel 28). **ManSha** is sterk gecorreleerd met ManTol, MnsSpa, MpiSpa en MnsInv maar door de eigenschap van de metriek is deze correlatie niet zo belangrijk. Ook voor de ManSha variatie hebben we een overlap voor klassen 2 en 3. Deze metriek toont echter wel een mooi verloop met de habitatstructuur (Figuur 8). Deze metriek werd trouwens gefit met habitatstructuur (Tabel 27). Het percentage invertivore individuen (**MpiInv**) heeft een duidelijk patroon en is niet gecorreleerd met ManSha. Het percentage gespecialiseerde paaiers (**MpiSpa**) is gecorreleerd met ManSha maar heeft een goed verloop (zie boxplot). Tenslotte voldoet ook het aantal piscivore soorten (**MnsPis**) aan de criteria voor de selectie: geen correlatie met al geselecteerde metrieken en een goed verloop met de jaarkwaliteit.



Figuur 8. De variatie van ManSha en MpiPis in functie van de habitatstructuur.

3.4.2.3 Scoren van geselecteerde metrieken

Voor het berekenen van de grenswaarden gebruiken we alle vissen in de referentielijst en berekenen zo de maximum waarden voor elke metriek (Tabel 29). Voor het bepalen van de maximale waarde voor percentage metrieken gebruiken we soorten in plaats van individuen. Dat is dus een benaderde waarde. We houden natuurlijk rekening met de waarden die we berekend hebben met de data.

Tabel 29. Geselecteerde metrieken voor index berekening met jaardata van de zoetwater zijrivieren, hun maximale waarde op basis van referentielijst (max waarde) en van de echte waarden (max).

metrieken	afkorting	max waarde	max
Shanon index	ManSha	3,1	2,2
percentage invertivore individuen	MpiInv	$7/25 \cdot 100 = 28\%$	86,4
percentage gespecialiseerde paaiers	MpiSpa	$10/25 \cdot 100 = 40\%$	82,7
aantal piscivore soorten	MnsPis	6	5

De maximale waarde voor de Shannon index bepaalden we op basis van verschillende studies (Begon et al., 2006; Jørgensen et al., 2005; Magurran, 1998; Rosenzweig, 1995; Roth et al.,

1994). Voor zijrivieren hebben we als jaarkwaliteit maximaal matig. De 90 percentiel van de maximale metriekwaarden komen dus overeen met een matige toestand. We berekenden voor de geselecteerde metrieken van de zijrivieren de maximum waarde, gemiddelde, percentiel (95 en 90) en de mediaan (Tabel 30).

Tabel 30. Maximale waarde, gemiddelde, percentiel (95 en 90) en de mediaan van de geselecteerde metrieken met jaardata van de getijgebonden zijrivieren. Verklaring afkortingen zie Tabel 29.

zijrivieren	ManSha	Mpilnv	MpiSpa	MnsPis
max. waarde	2,2	86,4	82,7	5
gemiddelde	1,4	25,7	24,6	2
95 percentiel	2,1	65,4	64,1	4
90 percentiel	2,0	51,8	51,6	4
mediaan	1,5	16,7	18,0	2

Voor de zijrivieren gebruiken we dezelfde logica als bij het bepalen van de grenswaarden van de metrieken die de ecologische toestand van de visgemeenschap in de Rupel evalueren.

Het 90 percentiel voor Shannon index is 2, wat we als MEP vastleggen, de mediaan is de grenswaarde voor het GEP en de andere grenswaarden berekenen we met trisectie. Voor de metrieken berekend als relatief percentage bepalen we een maximale waarde zoals bij MpiSpa voor de Rupel. Als MEP nemen we opnieuw de 90 percentiel van de maximale waarde en bepaalt trisectie de overige grenswaarden. Voor het aantal piscivore soorten gebruiken we de maximale waarde als de grenswaarde voor het MEP, het 90 percentiel is de waarde voor GEP en trisectie geeft de andere grenswaarden.

Tabel 31. Grenswaarden van de geselecteerde metrieken voor zoetwater getijgebonden zijrivieren index. Verklaring afkortingen zie Tabel 29.

integriteitsklasse	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
metriek/score	1	0,8	0,6	0,4	0,2
ManSha	≥ 2	$< 2 \geq 1,5$	$< 1,5 \geq 1$	$< 1 \geq 0,5$	$< 0,5$
Mpilnv	$< 62,1 \geq 51,8$	$< 51,8 \geq 41,4$	$< 41,4 \geq 31$	$< 31 \geq 20,7$	$< 20,7 \geq 62,1$
MpiSpa	$< 61,9 \geq 51,6$	$< 51,6 \geq 41,2$	$< 41,2 \geq 30,9$	$< 30,9 \geq 20,6$	$< 20,6 \geq 61,9$
MnsPis	≥ 5	4	3	2	≤ 1

3.4.2.4 Berekenen van de EQR

De som van de verschillende scores geeft de IBI waarde die omgerekend wordt naar een EQR.

$EQR = (\text{berekende IBI waarde} - \text{laagst mogelijke IBI waarde}) / (\text{hoogst mogelijke IBI waarde} - \text{laagst mogelijke IBI waarde})$. Deze waarde varieert tussen 0 en 1. Als MnsTot=0 dan is de EQR ook 0. Indien er minder dan 2 soorten werden gevangen dan is de EQR 0,01. Als de IBI waarde gelijk is

////////////////////////////////////

aan de minimum IBI waarde dan is de EQR=0,05. De uiteindelijke EQR waarden staan in Tabel 32. We voegden ter informatie ook het totaal aantal gevangen soorten toe (MnsTot in Tabel 32).

Tabel 32. De metriekscores, IBI, EQR en appreciatie voor de visgemeenschap in de zoetwater getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde voor de periode 2004-2016. Verklaring afkortingen zie Tabel 29.

Rivier	jaar	MnsTot	ManSha	MpiInv	MpiSpa	MnsPis	IBI	EQR	appreciatie
Beneden Nete	2010	15	1	0,8	0,8	0,6	3,2	0,75	GEP
Beneden Nete	2011	15	0,8	0,2	0,4	0,8	2,2	0,4375	ontoreikend
Beneden Nete	2012	8	0,8	1	0,6	0,4	2,8	0,625	matig
Beneden Nete	2014	16	0,8	0,8	0,8	0,6	3	0,6875	matig
Beneden Nete	2016	6	0,4	0,2	0,2	0,2	1	0,0625	slecht
Dijle	2010	8	0,6	0,8	0,2	0,2	1,8	0,3125	ontoreikend
Dijle	2011	12	0,8	0,6	0,2	0,6	2,2	0,4375	ontoreikend
Dijle	2012	12	0,8	0,6	0,2	0,4	2	0,375	ontoreikend
Dijle	2014	14	0,8	0,8	0,8	0,6	3	0,6875	matig
Dijle	2016	6	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,05	slecht
Durme	2004	11	1	0,2	0,2	0,2	1,6	0,25	ontoreikend
Durme	2005	12	0,8	0,2	0,6	0,2	1,8	0,3125	ontoreikend
Durme	2006	10	0,6	0,2	0,4	0,4	1,6	0,25	ontoreikend
Durme	2007	11	0,8	0,2	0,2	0,2	1,4	0,1875	slecht
Durme	2008	9	0,8	0,2	1	0,4	2,4	0,5	matig
Durme	2009	15	1	0,8	0,2	0,2	2,2	0,4375	ontoreikend
Durme	2010	13	1	0,6	0,8	0,4	2,8	0,625	matig
Durme	2011	16	1	0,2	0,4	0,6	2,2	0,4375	ontoreikend
Durme	2012	17	0,6	0,2	0,2	1	2	0,375	ontoreikend
Durme	2013	17	0,6	0,2	0,2	0,8	1,8	0,3125	ontoreikend
Zenne	2007	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,01	slecht
Zenne	2008	2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,01	slecht
Zenne	2009	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,01	slecht
Zenne	2010	6	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,05	slecht
Zenne	2011	13	0,4	0,2	0,2	0,8	1,6	0,25	ontoreikend
Zenne	2012	12	0,6	0,4	0,2	0,4	1,6	0,25	ontoreikend
Zenne	2016	12	0,4	0,2	0,2	0,6	1,4	0,1875	slecht

2016 was blijkbaar een slecht jaar voor de zijrivieren. In de Dijle en Beneden Nete werden slechts zes soorten gevangen in 2016. Het aantal soorten in de Zenne was hoger maar er werd laag gescoord voor metrieken die invertivoren en gespecialiseerde paaiers evalueren.

3.4.2.5 Validatie

Voor de validatie vergelijken we de EQR appreciatie met de jaarkwaliteit appreciatie (Tabel 33). In 48% (n=13) van de gevallen is er geen verschil in klassen. In 44% hebben we een klasse verschil en slechts tweemaal (7%) hebben we een verschil van twee klassen. Bij een klassenverschil beoordeelt de index iets strenger dan de andere benadering. We kunnen dus stellen dat de foutmarge aanvaardbaar is.



Tabel 33. De EQR appreciatie, de jaarkwaliteit appreciatie en het klassenverschil voor de getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde in de periode 2004-2016.

Rivier	jaar	EQR appreciatie	jaarkwaliteit appreciatie	klassenverschil
Beneden Nete	2010	GEP	matig	1
Beneden Nete	2011	ontoeirekend	matig	-1
Beneden Nete	2012	matig	matig	0
Beneden Nete	2014	matig	matig	0
Beneden Nete	2016	slecht	matig	-2
Dijle	2010	ontoeirekend	matig	-1
Dijle	2011	ontoeirekend	matig	-1
Dijle	2012	ontoeirekend	matig	-1
Dijle	2014	matig	matig	0
Dijle	2016	slecht	matig	-2
Durme	2004	ontoeirekend	ontoeirekend	0
Durme	2005	ontoeirekend	ontoeirekend	0
Durme	2006	ontoeirekend	ontoeirekend	0
Durme	2007	slecht	ontoeirekend	-1
Durme	2008	matig	matig	0
Durme	2009	ontoeirekend	matig	-1
Durme	2010	matig	matig	0
Durme	2011	ontoeirekend	matig	-1
Durme	2012	ontoeirekend	matig	-1
Durme	2013	ontoeirekend	matig	-1
Zenne	2007	slecht	slecht	0
Zenne	2008	slecht	slecht	0
Zenne	2009	slecht	slecht	0
Zenne	2010	slecht	ontoeirekend	1
Zenne	2011	ontoeirekend	ontoeirekend	0
Zenne	2012	ontoeirekend	ontoeirekend	0
Zenne	2016	slecht	ontoeirekend	-1

In Breine et al. (2016) werd voor de data van de viscampagnes in 2016 de index berekend met de zoetwater zone index en werd een hogere EQR berekend voor de Dijle (0,54) en beneden Nete (0,58). Voor beide rivieren kwam dat overeen met de **matige** kwaliteit. De Zenne werd met dezelfde index **ontoeirekend** gescoord. Twee zone-specifieke metrieken: het percentage gespecialiseerde paaiers en percentage piscivoren scoorden **slecht** voor de Dijle en de Zenne. Voor de Beneden Nete scoorde het percentage gespecialiseerde paaiers **ontoeirekend** en het percentage piscivoren scoort **matig**. De zone-specifieke index scoort dus iets milder dan de nieuw ontwikkelde index en voor de 2016 data is de appreciatie met de zone-specifieke index dezelfde als die van de jaarkwaliteit appreciatie.

3.4.2.6 Besluit

De index met vier metrieken evalueert de visgemeenschappen in de getijgebonden zijrivieren. De visindex gebruikt jaardata en scoort iets strenger dan de vroegere zone-specifieke visindex.



4 BESLUIT

Op basis van jaar data werden voor de getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde twee indices ontwikkeld. Selectie van metrieken gebeurde via modelleren met predictors, correlatie analyses en ecologische relevantie. Het scoren van de metrieken gebeurde volgens een gekende procedure (Breine & Van Thuyne, 2018). De validatie toonde aan dat ondanks de verschillen tussen de EQR integriteitsklassen en de pre-classificatie er weinig verschil is. Deze indices kunnen voorlopig gebruikt worden voor de evaluatie van de visgemeenschappen in de getijgebonden zijrivieren van de Zeeschelde. Na enkele jaren zal een tweede validatie deze indices eventueel kunnen verfijnen.



Referenties

- Able, K. (2005). A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 64(1): 5-17.
- Baldoa, F. & P. Drake (2002). A multivariate approach to the feeding habits of small fishes in the Guadalquivir Estuary. *Journal of Fish Biology*. 61: 21-32.
- Begon, M.J., C.R. Townsend, C.R. & J.H. Harper (2006). *Ecology from Individuals to ecosystems*, 4th edition. Blackwell Science Ltd., Cambridge, MA. 759 pp.
- Breine, J., De Bruyn, A., Galle, L., Lambeens, I., Maes, Y. & G. Van Thuyne (2017). Het visbestand in enkele getijgebonden zijrivieren van het Zeeschelde-estuarium. Viscampagnes 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (22). 77 pp.
- Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. & C. Belpaire (2007). A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 575: 141-159.
- Breine, J.J., Maes, J., Ollevier, F. & M. Stevens (2011d). Fish assemblages across a salinity gradient in the Zeeschelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology*, 141(2): 21-44.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E. & J. Maes (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution bulletin*, 60: 1099-1112.
- Breine, J., Stevens, M. & G. Van Thuyne (2011a). Visbestandopnames op de Rupel en Durme (2008-2010). INBO.R.2011.19. 19 pp.
- Breine, J., Stevens, M., Van den Bergh, E. & J. Maes (2011c). A reference list of fish species for a heavily modified transitional water: The Zeeschelde (Belgium) *Belgian Journal of Zoology*, 141 (1): 44-55.
- Breine, J. & G. Van Thuyne (2004). Visbestandopnames op de Rupel en Durme (2004). Depotnummer: D/2004/3241/197 IBW.Wb.V.R.2004.109. 8 pp.
- Breine, J. & G. Van Thuyne (2012). Visbestandopnames in de getijgebonden Dijle en Beneden-Nete (2010-2011). INBO.R.2012.32, 25 pp.

Breine, J. & G. Van Thuyne (2018). Een index van biotische integriteit voor de evaluatie van de ecologische toestand van visgemeenschappen in brongebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (61). 22 pp.

Breine, J., Van Thuyne G. & C. Belpaire (2011b). Visbestandopnames in de Zenne stroomafwaarts Brussel 2007-2010. INBO.R.2011.10. 19 pp.

Breine, J., Van Thuyne G. & L. De Bruyn (2015). Development of a fish-based index combining data from different types of fishing gear. A case study of reservoirs in Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Zoology*, 145(1): 17-39.

Burnham, K.P. & D.R. Anderson (2004). Multimodal inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*, 33: 261-304.

Claessens, J. (1994). Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1981-1990, Antwerpse Zeehavendienst.

Elliott, M. & K.L. Hemingway (2002). In: Elliott, M. & K.L. Hemingway (Editors). *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, London. 577-579.

EU Water Framework Directive (2000). Directive of the European parliament and of the council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 22.12.2000 L 327/1.

Jørgensen, S.E., Xu, F.-L., Salas, F. & J.C. Marques (2005). Application of indicators for the assessment of ecosystem health. In Jørgensen, S., Costanza, R. & F.-L. Xu (Eds), *Ecological indicators for assessment of ecosystem health*. CRC press Boca Rotation. 439 pp.

Lepage, M., Harrison, T., Breine, J., Cabral, H., Coates, D., Galván, C., García, P., Jager, Z., Kelly, F., Mosch, E., Pasquaud, S., Scholle, J., Uriarte, A. & A. Borja (2016). An approach to intercalibrate ecological classification tools using fish in transitional water of the North East Atlantic. *Ecological Indicators*. 67: 318-327.

Maes, J., Stevens, M. & J. Breine (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. & J. Breine (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.



Magurran, A.E. (1988). Ecological Diversity and its Measurement. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Nakagawa, S. & H. Schielzeth (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 133-142.

PASH du sous-bassin de la Senne, januari 2006.

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rosenzweig, M.L. (1995). Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, New York, NY.

Roth, D., Perfecto, I. & B. Rathcke (1994). The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecological Applications*. 4(3): 423-436.

Stevens, M., Van den Neucker, T., Mouton, A., Buysse, D., Martens, S., Baeyens, R., Jacobs, Y., Gelaude, E. & J. Coeck (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.9). 188 pp.

Van Der Meulen, D., Walsh, C., Taylor, M. & C. Gray (2013). Habitat requirements and spawning strategy of an estuarine-dependent fish, *Percalates colonorum*. *Marine and Freshwater Research*. 65 (3): 218-227.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & G.M. Smith (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer. 680 pp.

Bijlagen

Modelresultaten Rupel (n=112)

De reacties van de metrieken in functie van de 'predictors' werden met een stapsgewijs lineair gemengd regressie-model (lme) geanalyseerd. In het model werden jaar en maand als geneste random effecten opgenomen. We gebruikten voor iedere metriek een 'backward' stapsgewijze regressie beginnend met het volledige model en gebruikten de AIC-waarde (Akaike Information Criterion) om predictors te selecteren tot enkel significante predictors overbleven. ZK werd niet in de analyse meegenomen. Normaliteit werd gecontroleerd met een grafische controle op uitbijters van de residuen (residuele plots). Om de 'the goodness-of fit' te bepalen berekenden we de waarden van twee soorten determinatiecoëfficiënten voor elk gefit model: de marginale (R^2_m) die geassocieerd is met de vaste effecten (fixed effects) en de conditionele (R^2_c) die geassocieerd is met de vaste en random effecten. In eerste instantie werden metrieken geselecteerd waarvan het model met significantie ($p < 0.05$) een R^2_c heeft die groter is dan 0,3. De relatie tussen de metriek en de predictors moet ook logisch zijn en de variatie in functie van habitatstructuur (boxplot) moet duidelijk zijn (Metriek vetjes in Tabel A). De variatie van de gefitte metrieken ten opzichte van de habitatstructuur (boxplots) staan in Figuur A.

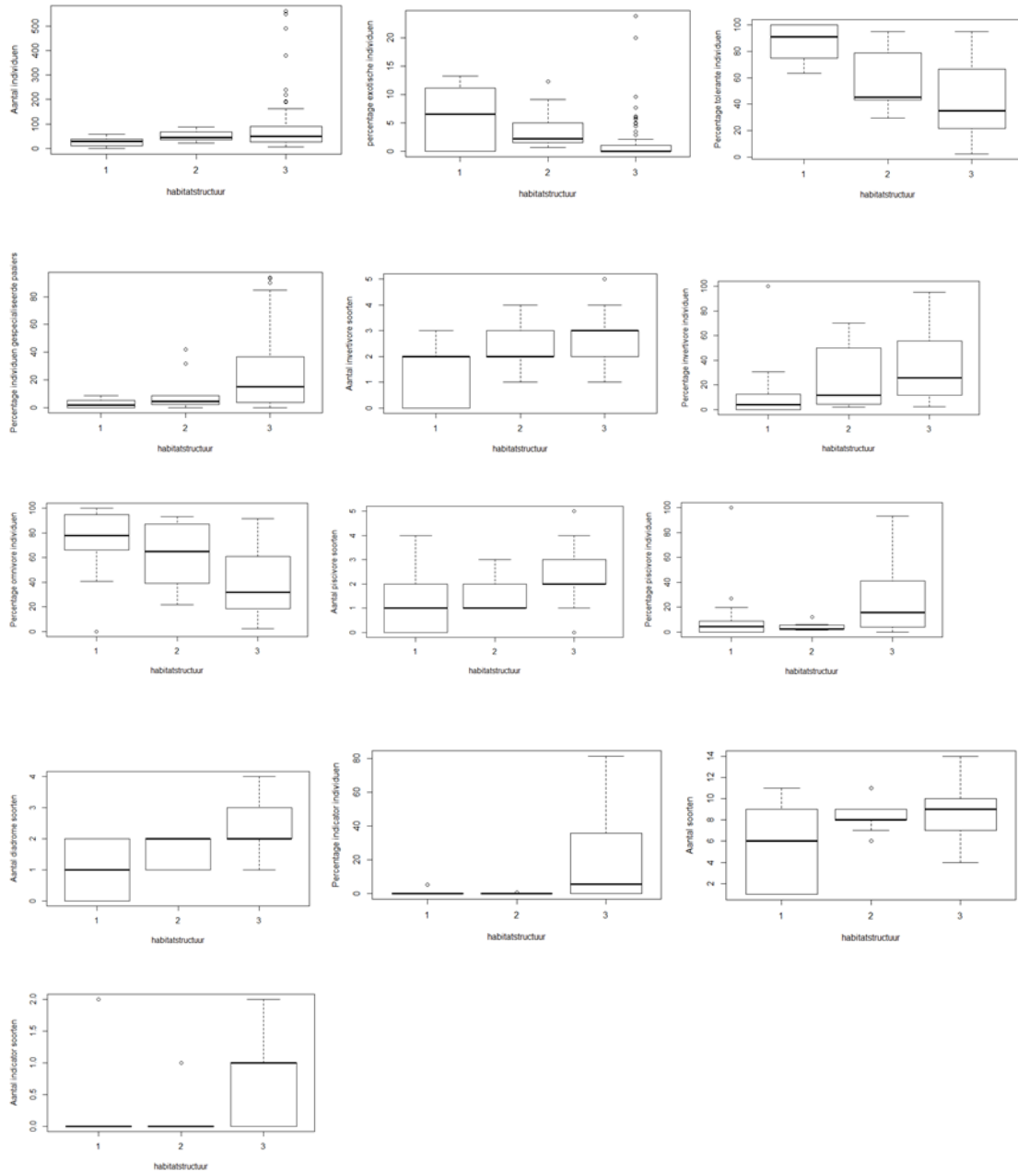
Tabel A. Gefitte metrieken (in vetjes) met p-waarden, R^2_m en R^2_c (L log getransformeerd; SR vierkantswortel, verklaring afkortingen zie Tabel 10).

volledig model	lmer(metriek~waterntemperatuur+zuurstof+pH+turbiditeit+conductiviteit+habitatstructuur+(1 jaar/maand))				R^2_m	R^2_c
metriek	gefit model	p	p	p		
LMstTot	0,844+0,041turbiditeit	0,0189				0,0276 0,8311
LMniInd	0,421-1,85zuurstof+0,576conductiviteit+2,13habitatstructuur	0,0216	0,0198	0,0025		0,2205 0,6805
LMnsExo	0,243-0,402waterntemperatuur+1,439pH-0,32conductiviteit	0,0348	0,0333	0,0674		0,0635 0,4996
SRMpiExo	3,338-3,21waterntemperatuur+4,362pH-4,931habitatstructuur	0,0309	0,0170	0,0090		0,1205 0,5963
ManSha	1,204+1,555zuurstof-0,416conductiviteit	0,0640	0,1132			0,0445 0,5875
LMnsTol	no fit					
SRMpiTol	11,971+9,75zuurstof-3,08conductiviteit-8,729habitatstructuur	0,0127	0,0102	0,0132		0,2073 0,6361
LManTol	1,122+0,04turbiditeit	0,0650				0,0168 0,8272
LMnsSpa	0,062+0,571habitatstructuur	0,0130				0,1016 0,4067
SRMpiSpa	-1,327-8,816waterntemperatuur-11,09zuurstof+6,68conductiviteit+9,336habitatstructuur	0,0008	0,0121	0,0003	0,0112	0,2945 0,7042
LMnsInv	-0,004+0,932habitatstructuur	0,0013				0,2406 0,6882
SRMpiInv	0,696+7,509habitatstructuur	0,0707				0,0744 0,6947
LMnsOmn	0,58-0,315zuurstof+0,343pH	0,0374	0,0277			0,0209 0,7542
SRMpiOmn	10,386+8,41zuurstof-2,66conductiviteit-6,58habitatstructuur	0,0571	0,0497	0,0783		0,1145 0,5839
LMnsPis	0,032+0,452waterntemperatuur-0,482pH+0,628habitatstructuur	0,0543	0,0961	0,0245		0,2023 0,5214
SRMpiPis	-0,626+7,542habitatstructuur	0,0643				0,0725 0,6987
LMnsDia	0,029+0,034turbiditeit+0,708habitatstructuur	0,0206	0,0000			0,3594 0,4991
SRMpiDia	3,999+6,08waterntemperatuur-5,76pH	0,0612	0,1304			0,1009 0,7552
LMnsInd	-0,097+0,037turbiditeit+0,361habitatstructuur	0,0825	0,1181			0,1279 0,5821
SRMpiInd	-2,65+8,78habitatstructuur	0,0441				0,0863 0,8090

Redundantie tussen de gefitte metrieken werd geanalyseerd met een Pearsoncorrelatie (Tabel B). Bij sterke correlatie ($c \geq 0,7$; $p \leq 0,001$) werd de selectie bepaald op basis van de modellering (best fitted). Bij minder uitgesproken correlaties ($c < 0,7$ en $\geq 0,5$; $p \leq 0,05$) selecteerden we de metriek die met het laagste aantal andere metrieken correleerde.

Tabel B. Pearson correlatie gefitte metrieken met $R^2c > 0.3$ in vetjes, en de uitgesproken relevante correlaties ($c \geq 0,7$; $p \leq 0,001$) staan ook in vetjes. (verklaring afkortingen zie Tabel 10).

	LMnlInd	LMnsExo	SRMpiExo	ManSha	LMnsTot	SRMpiTot	LManTot	LMnsSpa	SRMpiSpa	LMnsInV	SRMpiInV	LMnsOmn	SRMpiOmn	LMnsPis	SRMpiPis	LMnsDia	SRMpiDia	LMnsInd	SRMpiInd
LMnsTot	0,6777**	0,08	-0,006	0,588**	0,850**	-0,389**	0,975**	0,676**	0,473**	0,753**	0,368**	0,752**	-0,249*	0,572**	0,112	0,656**	0,057	0,223*	0,128
LMnlInd		-0,119	-0,275*	-0,012	0,528**	-0,655**	0,661**	0,396**	0,502**	0,465**	0,485**	0,486**	-0,524**	0,532**	0,037	0,444**	-0,173	0,210*	0,118
LMnsExo			0,846**	0,275*	0,169	0,189*	0,064	-0,018	-0,209*	-0,053	-0,204*	0,196*	0,223*	-0,085	-0,070	-0,112	-0,024	-0,186*	-0,126
SRMpiExo				0,313**	0,091	0,286*	-0,017	-0,017	-0,220*	-0,169	-0,276*	0,160	0,303*	-0,213*	-0,099	-0,129	0,011	-0,192*	-0,136
ManSha					0,545**	0,207*	0,578**	0,492**	0,146	0,453**	-0,000	0,446**	0,249*	0,087	0,052	0,368**	0,135	0,057	0,005
LMnsTot						-0,160	0,747**	0,617**	0,356**	0,660**	0,252*	0,761**	-0,084	0,355**	-0,023	0,524**	-0,044	-0,000	-0,036
SRMpiTot							-0,428**	-0,185	-0,479**	-0,320**	-0,558**	-0,113	0,889**	-0,564**	-0,352**	-0,436**	0,062	-0,433**	-0,443**
LManTot								0,637**	0,452**	0,721**	0,347**	0,668**	-0,292*	0,625**	0,214*	0,694**	0,149	0,339**	0,233*
LMnsSpa									0,649**	0,465**	0,260	0,595**	-0,118	0,268*	0,026	0,639**	0,024	0,169	0,056
SRMpiSpa										0,395**	0,619**	0,293*	-0,416*	0,249*	-0,140	0,440**	-0,249*	0,170	-0,054
LMnsInV											0,540**	0,373**	-0,299*	0,464**	0,089	0,441**	0,026	0,107	0,046
SRMpiInV												0,131	-0,643**	0,309**	-0,180	0,151	-0,488**	-0,021	-0,263*
LMnsOmn													0,111	0,199*	-0,189*	0,455**	-0,015	-0,120	-0,148
SRMpiOmn														-0,537**	-0,442**	-0,302*	0,179	-0,413**	-0,403**
LMnsPis														0,595**	0,561**	0,246*	0,605**	0,504**	
SRMpiPis															0,420**	0,574**	0,697**	0,886**	
LMnsDia																0,370**	0,631**	0,522**	
SRMpiDia																	0,364**	0,601**	
LMnsInd																			0,825**



Figuur A. Variatie gefitte metrieken met habitatstructuur score (Rupel data n=112).

Modelresultaten zoetwater getijde rivieren data niet gegroepeerd (n=132)

We berekenden correlaties tussen kandidaat metrieken en abiotische parameters en tussen abiotische parameters onderling. De correlatie- en collineariteitstesten laten ons toe om de niet-gecorrleerde predictors te selecteren. Voor de correlatietest (Fisher) gebruikten we variabelen (log getransformeerde waarden) die een invloed op de visgemeenschap kunnen hebben (Tabel C).

Tabel C. Fisher correlaties abiotische parameters onderling voor zijrivieren data (p<0.001; * p<0.05) (n=132).**

correlaties	watertemp.	zuurstof	ZK	pH	turbiditeit	Conductiviteit	habitatstructuur
zuurstof	0,464**						
ZK	0,436**	0,946**					
pH	0,595**	0,480**	0,441**				
turbiditeit	0,278*	0,196*	0,177*	0,147			
Conductiviteit	0,812**	0,652**	0,579**	0,670**	0,302**		
habitatstructuur	0,003	0,347**	0,402**	0,150	0,004	0,008	
HABS	0,093	0,751**	0,842**	0,202*	0,067	0,173*	0,747

ZK is een score berekend op basis van de zuurstofconcentratie (zie 2.4.1. Pre-classificatie). De volgende stap is de collineariteit nagaan door het bereken van de VIF waarden (Variance Inflation Factors) (Tabel D).

Tabel D. VIF waarden tussen mogelijke predictors.

VIF	watertemp.	zuurstof	ZK	pH	turbiditeit	Conductiviteit	habitatstructuur
zuurstof	1,049						
ZK	1,08	160,8					
pH	1,1	1,11	1,109				
turbiditeit	1,04	1,04	1,03	1,108			
Conductiviteit	1,04	1,02	1,05	1,04	1,09		
habitatstructuur	1,08	6,33	3,66	1,040	1,110	1,05	
HABS	281,6	280,4	11,4	278,8	1,35	281,9	9,4

Met lineair model gaan we nu nagaan welke metrieken (met lage VIF) gefit kunnen worden. Dat zal ons toelaten om samen met de visuele selectie (boxplots) metrieken te selecteren. We starten met het volledig model waarbij de waarden van de predictors (logx+1) getransformeerd zijn. De reacties van de metrieken in functie van de 'predictors' werden met een stapsgewijs lineair gemengd regressie-model (lme) geanalyseerd (Tabel E). In het model werd locatie als random effect opgenomen terwijl jaar en maand als geneste random effecten. Het volledige model was:

`lmer(metriek~watertemperatuur+zuurstof+pH+turbiditeit+conductiviteit+habitatstructuur+HABS+ (1|waterloop)+(1|jaar/maand))`



Tabel E. Gefitte metrieken in vetjes met p-waarden, R²m en R²c (L log getransformeerd; SR vierkantswortel, verklaring afkortingen zie Tabel 10).

volledig model	lmer(metriek~waternatuur+zuurstof+pH+turbiditeit+conductiviteit+habitatstructuur+HABS + (1 waterloop)+(1 jaar/maand))						
metriek	gefit model	p	p	p	p	R ² m	R ² c
LMnsTot	0,8829+0,216zuurstof+0,03turbiditeit-0,114conductiviteit+0,158habitatstructuur	0,013	0,054	0,002	0,082	0,1287	0,5665
LMniInd	1,573+0,919temperatuur-0,35conductiviteit	0,025	0,054			0,0616	0,3711
LMnsExo	0,523+0,173zuurstof-0,065conductiviteit-0,768habitatstructuur	0,069	0,077	0,000		0,1940	0,7033
SRMpiExo	5,583-6,102habitatstructuur-3,499HABS	0,000	0,037			0,2559	0,7947
ManSha	1,645+0,09turbiditeit-0,232conductiviteit	0,070	0,012			0,0634	0,3962
LMnsTol	0,618-0,063conductiviteit+0,390HABS	0,005	0,001			0,1615	0,3482
SRMpiTol	10,9-4,491temperatuur+2,47pH-9,902habitatstructuur+7,746HABS	0,000	0,003	0,000	0,004	0,1897	0,7251
LManTol	1,201-0,08conductiviteit+0,2863habitatstructuur	0,057	0,011			0,0682	0,6360
LMnsSpa	0,387-0,165temperatuur+0,195zuurstof	0,044	0,039			0,0573	0,3718
SRMpiSpa	6,192-7,845temperatuur+4,267zuurstof+2,171conductiviteit-6,133HABS	0,000	0,055	0,042	0,075	0,1792	0,4579
LMnslnv	0,227-0,14pH+0,678HABS	0,026	0,000			0,1803	0,4951
SRMpiInv	0,551-1,194pH+9,519habitatstructuur	0,123	0,000			0,1709	0,6310
LMnsOmn	0,744-0,303habitatstructuur	0,006				0,0631	0,4180
SRMpiOmn	12,602-2,19temperatuur+2,064pH-9,230habitatstructuur	0,068	0,016	0,000		0,2408	0,6411
LMnsPis	0,141+0,319temperatuur+0,041turbiditeit-0,183conductiviteit+0,5328habitatstructuur	0,026	0,040	0,006	0,000	0,1903	0,5085
SRMpiPis	-0,518 -1,255pH+0,469turbiditeit+7,346habitatstructuur	0,036	0,015	0,000		0,2158	0,5855
LMnsDia	0,350-0,069pH+0,027turbiditeit+0,267habitatstructuur	0,089	0,029	0,000		0,1192	0,3086
SRMpiDia	6,23+1,176pH	0,108				0,0120	0,5296
LMnsInd	-0,008+0,195zuurstof+0,524habitatstructuur-0,505HABS	0,033	0,000	0,009		0,0902	0,6162
SRMpiInd	0,416+4,048zuurstof-1,192pH+11,384habitatstructuur-11,514HABS	0,009	0,066	0,000	0,000	0,1359	0,6680