

stowa



ALTEERRA
RESEARCH INSTITUUT VOOR DE GROENE RUIMTE

RISTORI

MODELLEN VOOR HET VOORSPELLEN VAN DE EFFECTEN VAN MAATREGELEN
OP DE AQUATISCHE GEMEENSCHAPPEN VAN SLOTEN EN BEKEN



RAPPORT

2007
15

RISTORI
MODELLEN VOOR HET VOORSPELLEN VAN DE EFFECTEN VAN MAATREGELEN
OP DE AQUATISCHE GEMEENSCHAPPEN VAN SLOTEN EN BEKEN

STOWA RAPPORT

2007

15

ISBN 978.90.5773.354.4



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 232 17 66
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3330 CC Zwijndrecht,
TEL **078 623 05 00** FAX 078 623 05 48 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een afleveradres.

COLOFON

UITGAVE	STOWA, UTRECHT JUNI 2007
AUTEURS	Doesjka Ertsen (Royal Haskoning) Piet Verdonshot (Alterra) Rick Wortelboer (MNP) Bas van der Wal (STOWA)
DRUK	Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA	rapportnummer 2007-15 ISBN 978.90.5773.354.4

VOORWOORD

In 1997 zijn RIVM, STOWA en RIZA het project RISTORI gestart. Het doel was om modellen te ontwikkelen waarmee de effecten van ingrepen op de aquatische levensgemeenschap voorspeld kunnen worden. In parallelle sporen is door meerdere instanties gewerkt aan het ontwikkelen van voorspellingsmodellen, zowel voor individuele soorten, als voor aquatische levensgemeenschappen.

Over de onderzoeken zijn diverse werkrapporten gepubliceerd, waarvan een deel echter in beperkte kring is verspreid. De STOWA heeft besloten de onderzoeksrapporten te bundelen en te voorzien van een samenvatting. Deze samenvatting ligt nu voor u.

Het beschikbaar worden van de resultaten van de RISTORI-onderzoeken is relevant voor het opstellen van maatregelenprogramma's in het kader van de Kaderrichtlijn water. RISTORI draagt bij aan het verkrijgen van inzicht in het effect van maatregelen en verkleint daarmee het risico op misinvesteringen.

De resultaten van RISTORI zijn niet eenvoudig toe te passen. Het onderzoek was zeer specialistisch. Ook het benutten van de ontwikkelde kennis is in eerste instantie iets voor deskundigen. De STOWA zal bevorderen dat de kennis wordt ontsloten via wegen die wel toegankelijk zijn voor bijvoorbeeld waterschappen, zoals via de KRW-verkenner, of andere beslissingsondersteunende systemen.

Utrecht, juni 2007.

Ir. J.M.J. Leenen,
directeur

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

RISTORI

INHOUD

	VOORWOORD	
	STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Achtergrond	1
	1.2 Leeswijzer	2
2	GEMEENSCHAPSBENADERING	3
	2.1 Modelontwikkeling	3
	2.2 Resultaten modelontwikkeling	4
3	PRAKTIJKTOETS	5
	3.1 Modelontwikkeling	5
	3.2 Resultaten modelontwikkeling	6
4	SOORTBENADERING	7
	4.1 Inleiding	7
	4.2 Praktijktoets gemeenschapsbenadering	7
	4.2.1 Aanpak	7
	4.2.2 Resultaten	7
	4.3 Praktijktoets soortbenadering	8
	4.3.1 Aanpak	8
	4.3.2 Resultaten	8
	4.4 Vergelijking tussen soortbenadering en gemeenschapsbenadering	9
	4.4.1 Aanpak	9
	4.4.2 Resultaten	9
	4.5 Conclusies	9
5	ALGEMENE CONCLUSIES EN DOORKIJK TOEPASSING RISTORI	10
	5.1 Algemene conclusies	10
	5.2 Doorkijk toepassing	10
	BIJLAGE 1	ZIE CD-ROM
	BIJLAGE 2	ZIE CD-ROM

1

INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

In Nederland bestaan diverse modelinstrumenten waarmee effecten van maatregelen in het waterbeheer voorspeld kunnen worden. In deze keten van modellen ontbrak echter nog een ingreep-effect-model voor aquatische ecosystemen in regionale wateren. Dat gemis werd niet alleen ervaren in landelijke analyses maar ook in de regionale stroomgebiedsstudies die in het kader van de EU-KRW en WB21 uitgevoerd (gaan) worden. RIZA, RIVM en STOWA hebben daarom in 1997 de handen ineen geslagen om gezamenlijk een ingreep-effect-model-instrumentarium te ontwikkelen dat gebruikt kan worden om de effecten van ingrepen in het waterbeheer en waterhuishouding van regionale wateren te bepalen. In het overkoepelende project, RISTORI genaamd, zijn twee benaderingen gevolgd:

- de gemeenschaps- of cenotypenbenadering waarin een ingreep-effectmodel is ontwikkeld op basis van levensgemeenschappen (cenotypen) in relatie tot abiotische factoren;
- de soortbenadering waarin een ingreep-effectmodel is ontwikkeld op basis van de relaties tussen het voorkomen van individuele soorten en abiotische factoren.

Ingreep-effectmodellen zijn opgesteld voor de volgende biologische groepen:

- aquatische macrofauna in beken (gemeenschaps- en soortbenadering);
- aquatische macrofauna in sloten (gemeenschaps- en soortbenadering);
- aquatische macrofyten in sloten (soortbenadering).

De ontwikkeling van de RISTORI modellen heeft vanaf 1997 in drie fasen plaatsgevonden. In fase 1 is een prototype van zowel de gemeenschapsbenadering als de soortbenadering ontwikkeld. Beide prototypen zijn doorontwikkeld in fase 2 en 3. De resultaten van fase 3 kunnen (vooralsnog) beschouwd worden als eindresultaat in de ontwikkeling van RISTORI. De voorliggende samenvatting beschrijft de belangrijkste hoofdlijnen en conclusies van deze fase. Voor een uitgebreide beschrijving van de modellering in fase 3 wordt verwezen naar het achtergronddocument (dat op CD is bijgevoegd bij dit rapport), waarin de originele deelrapporten zijn gebundeld (Ertsen 2004, Ertsen & Wortelboer 2002, Verdonschot et al. 2002a, Verdonschot et al. 2002b).

1.2 LEESWIJZER

De hoofdstukken 2 en 3 beschrijven respectievelijk de modelleringsaanpak van de gemeenschapsbenadering en de soortbenadering. In de hoofdstukken wordt ingegaan op de gebruikte data, de modelbouw en het toetsen van de voorspellende waarde en de betrouwbaarheid van de modellen. De bruikbaarheid van de cenotypenmodellen en de soortmodellen is getoetst aan de hand van een praktijktoets. De aanpak en de resultaten van deze praktijktoets zijn beschreven in hoofdstuk 4. Ten slotte geeft hoofdstuk 5 een doorkijk naar het bruikbaarheid van de modellen in de praktijk.

2

GEMEENSCHAPSBENADERING

2.1 MODELONTWIKKELING

Het ingreep-effectmodel is gebaseerd op levengemeenschappen, oftewel cenotypen (Verdon-schot 1990b), die zijn gekarakteriseerd aan de hand van soortengroepen en milieuvariabelen. De cenotypen tezamen vormen een typologie en staan in onderling verband in een netwerk. Ingrepen leiden in eerste instantie tot een kleine verschuiving binnen een cenotype. Pas als er soorten verdwijnen en andere verschijnen is sprake van een overgang naar een ander cenotype. Cenotypen kunnen zich vaak in meerdere richtingen ontwikkelen als gevolg van veranderingen in het milieu.

De onderliggende database van de gemeenschapsbenadering omvat macrofaunagegevens en fysisch-chemische metingen van bijna alle regio's in Nederland. De database is in beheer bij Alterra. Een eerste selectie van milieuvariabelen is uitgevoerd in overleg met de betrokken waterbeheerders. Percentages zijn alle logit getransformeerd en alle andere continue variabelen, met uitzondering van pH, zijn logaritmisch getransformeerd. Ontbrekende waarden van milieuvariabelen in het databestand zijn aangevuld door middel van imputatie.

De modelontwikkeling bestond uit een aantal stappen: Ten eerste zijn gemeenschappen (cenotypen) geformuleerd op basis van de beschikbare macrofaunamonsters met behulp van clustering. Clustering ordent macrofaunamonsters naar mate van overeenkomst in soortensamenstelling. Ten tweede is de gemeenschap verfijnd door het toepassen van directe ordinatie op een combinatie van de macrofaunamonsters en de daarbij behorende milieuvariabelen. Hieruit volgde de definitieve beschrijving van de cenotypen. De verbanden tussen de cenotypen zijn gedefinieerd in veranderingen in de milieuvariabelen. Op deze wijze zijn typologieën met bijbehorende netwerken geformuleerd voor de beken en voor de sloten van Nederland. Ten derde is op de abiotische beschrijving van de cenotypen multinomiale logistische regressie (MLR) toegepast.

Met de resulterende cenotypen-voorspellingsmodellen worden in feite geen nieuwe situaties voorspeld, maar worden richtingen binnen een bestaand netwerk van gemeenschappen aangegeven. De modellen gaan steeds uit van meerdere niveaus: cenotypen, eventueel groepen van cenotypen en hoofdgroepen. Hiermee zijn de modellen ook bruikbaar op verschillende toepassingsniveaus van landelijk beleid tot regionaal beheer. Voor beken en sloten is geëxperimenteerd met verschillende indelingen in hoofdgroepen en onderliggende cenotypen.

Met resubstitutie en kruisvalidatie zijn de modellen geoptimaliseerd.

2.2 RESULTATEN MODELONTWIKKELING

Beken

Uit een gegevensbestand van 3259 macrofaunamonsters zijn na voorbereiding en pre-analyse 563 monsters opgenomen in een definitieve bekentypologie van Nederland. De 25 cenotypen in de bekentypologie omvatten een brede range aan boven-, midden-, en benedenlopen van beken. Op basis van multivariate analyses zijn 21 milieuv variabelen geselecteerd (tabel 2.1).

TABEL 2.1 OVERZICHT VAN DE GESELECTEERDE MILIEUVARIABLEN IN HET BEKENMODEL VAN DE GEMEENSCHAPBENADERING

Type milieuv variabele	Modelvariabelen
Nominale variabelen	Meandering, natuurlijk dwarsprofiel, grondgebruik natuur, permanentie, stuwning, voorjaar, winter
Continue variabelen	diepte, stroomsnelheid, breedte, pH-mediaan, chloride-mediaan, egv-mediaan, ammonium-90-percentiel, Nkjeldahl-90-percentiel, O ₂ -gehalte-10-percentiel, totaal fosfaat-90-percentiel, nitraat-10-percentiel
Continue variabelen (%)	Beschaduwning, substraat slib, substraat zand,

Voor de beken zijn twee modellen ontwikkeld: Model I en II. Onder Model I zijn de cenotypen opgedeeld in 6 hoofdgroepen en 25 cenotypen; het groepsniveau ontbreekt. Model II heeft 3 hoofdgroepen, 9 groepen als tussenlaag en eveneens 25 cenotypen.

Voor beide modellen geldt dat op hoofdgroepniveau (ook al is de indeling verschillend) een groter voorspellend vermogen geldt dan op cenotypniveau. Een deel van de cenotypen wordt bij resubstitutie uitgesmeerd over een groot aantal cenotypen, ook buiten de eigen hoofdgroep. Uit de resultaten van de kruisvalidatie blijkt de globale voorspelkracht op cenotype niveau van Model I en II zeer vergelijkbaar te zijn. Dit is bemoedigend omdat het aangeeft dat de precieze indeling in hoofdgroepen en groepen, althans voor de bekengegevens, weinig uitmaakt. Echter op basis van de kruisvalidatie resultaten is een keuze voor òf Model I òf Model II niet mogelijk.

SLOTEN

Uit een gegevensbestand van 7787 macrofaunamonsters zijn na voorbereiding en pre-analyse 408 monsters opgenomen in een definitieve slotentypologie van Nederland. De 13 cenotypen in de slotentypologie omvatten een brede range aan sloten. Op basis van multivariate analyses zijn 25 milieuv variabelen geselecteerd (tabel 2.2).

TABEL 2.2 OVERZICHT VAN DE GESELECTEERDE MILIEUVARIABLEN IN HET SLOTENMODEL VAN DE GEMEENSCHAPBENADERING

Type milieuv variabele	Modelvariabelen
Nominale variabelen	Veen, klei, zand, grondgebruik-akker, grondgebruik-natuur, grondgebruik-stedelijk, grondgebruik-tuinbouw, grondgebruik-weiland intensief, droogval, inlaat, functie natuur, kwel
Continue variabelen	Breedte, diepte, chloride, EGV, ammonium, nitraat, totaal stikstof, pH, totaal fosfaat
Continue variabelen (%)	Beschaduwning, vegetatie-drijfslag, vegetatie-flab, vegetatie-emers, vegetatie-submers

Voor de sloten zijn twee modellen ontwikkeld: Model I en II. Beiden modellen kennen twee niveau's, hoofdgroepen en cenotypen. Onder Model I zijn de cenotypen onderverdeeld in 7 hoofdgroepen, en onder Model II in 6 hoofdgroepen. Hoewel de verschillende indeling een vergelijking op hoofdgroepniveau lastig maakt, geldt dat Model II het op hoofdgroepniveau over alle sloten gemiddeld iets beter doet dan Model I. Op cenotypniveau is de gemiddelde kruisvalidatie terugvoorspelkans vergelijkbaar, waarbij Model I iets beter voorspelt dan model II.

3

SOORTBENADERING

3.1 MODELONTWIKKELING

Het modelconcept gaat uit van een statistisch empirische benadering waarin de relatie tussen de aan- en afwezigheid van soorten en waterkwaliteitsvariabelen is vastgelegd. Empirisch statistische modellering op basis van individuele soorten is in Nederland reeds diverse keren met succes toegepast, zowel binnen terrestrische als aquatische systemen.

De gegevens voor de soortbenadering zijn afkomstig uit de Limnodata Neerlandica. Deze database, in beheer bij de STOWA, bevat de biologische en waterkwaliteitsgegevens van alle waterbeheerders in Nederland. Voor de soortbenadering is gebruik gemaakt van de gegevens uit de periode 1980-1999. Op basis van de resultaten van fase 1 en 2 is een selectie gemaakt van milieuv variabelen die relevant worden geacht (tabel 3.1) om de aan/afwezigheid van soorten te verklaren. Ontbrekende gegevens zijn aangevuld uit andere bronnen.

TABEL 3.1 MODELVARIABLEN IN DE SOORTBENADERING

Beken macrofauna

Type milieuv variabele	Modelvariabelen
Nominale variabelen	voorjaar, najaar
Klasse variabelen (aantal klassen)	stroomsnelheid (3), breedte (5), meandering (3), dwarsprofiel (3), substraat (9), bodemtype (4), grondgebruik (4)
Continue variabelen	pH, diepte, O ₂ -gehalte, chloride, totaal fosfor, ammonium

Sloten macrofauna en macrofyten

Type milieuv variabele	Modelvariabelen
Nominale variabelen	voorjaar, najaar (alleen bij macrofauna)
Klasse variabelen (aantal klassen)	breedte (5), dwarsprofiel (3), substraat (9), bodemtype (4), grondgebruik (4)
Continue variabelen	pH, diepte, O ₂ -gehalte, chloride, totaal fosfor, totaal stikstof, ammonium, calcium

Om meetpunten zoveel mogelijk onafhankelijk in tijd en ruimte te laten zijn (een vereiste voor een statistische aanpak), is binnen de fysisch-geografische regio's in elke afwateringseenheid één monster meegenomen in de modellering, tenzij bemonsteringen meer dan 5 jaar uit elkaar lagen. Bij meerdere monsters in een afwateringseenheid is er nog een onderscheid gemaakt naar de omvang van de waterlopen.

De relatie tussen de individuele macrofauna- en macrofyten-taxa (presentie/absentie) en de abiotische variabelen is bepaald door middel van stapsgewijze logistische regressie. In de responsmodellen zijn voor de continue variabelen zowel lineaire als kwadratische termen opgenomen, waardoor optima-curves berekend konden worden. Ook zijn de interacties tussen modelvariabelen meegenomen. Twee verschillende selectiecriteria bij de logistische regressie leidde tot twee modellen voor elke soort. Aan de hand van de modelcontrole (waarvan de goodness-of-fit onderdeel uitmaakte), is per soort het beste model gekozen. De fout in de geschatte regressiecoëfficiënten is gebruikt om inzicht te verkrijgen in de betrouwbaarheid van de berekende modellen.

Naast het terugtesten op de modeldataset (goodness-of-fit), is de voorspellende waarde van de responsmodellen getoetst met behulp van een onafhankelijke dataset. Deze validatie is uitgevoerd met behulp van 3000 monsters die niet in de modellering zijn meegenomen. Voor de validatie zijn diverse criteria gebruikt die het verband uitdrukken tussen de waargenomen presentie en afwezigheid van een taxon en de voorspelde presentie en afwezigheid van dat taxon.

3.2 RESULTATEN MODELONTWIKKELING

Voor het overgrote deel van de taxa was het mogelijk om een stabiel model te berekenen (tabel 3.2). Een deel van deze modellen is weliswaar bruikbaar, maar verdient nader onderzoek omdat de modellen of op de goodness-of-fit of op de validatie minder goed scoorden. Voor slechts enkele soorten kon geen stabiel model worden berekend of was er geen significant verband te vinden tussen het voorkomen van de soort en modelvariabelen.

TABEL 3.2 BRUIKBAARHEID VAN DE RESPONSMODELLEN

Taxongroep	Bruikbare modellen	Instabiele /onbruikbare modellen
Macrofauna in beken (totaal aantal =614)	596	18
Macrofauna in sloten (totaal aantal =647)	636	11
Macrophyten in sloten (totaal aantal =150)	149	1

4

PRAKTIJKTOETS

4.1 INLEIDING

De modellen uit de gemeenschapsbenadering en de soortbenadering zijn gevalideerd aan de hand van een aantal praktijksituaties met bestaande ingrepen. Vijf waterbeheerders hebben gegevens aangeleverd van locaties in hun beheergebied waarvan bekend is welke ingrepen er in de laatste jaren gepleegd zijn (tabel 4.1). Het betrof biotische gegevens (macrofauna en macrofyten) en milieugegevens (meetwaarden en veldgegevens) van voor en van na de ingreep. Met behulp van de modellen uit de gemeenschapsbenadering en de soortbenadering is onderzocht in hoeverre de modellen de in het veld waargenomen trends goed voorspellen.

TABEL 4.1

WATERSYSTEMEN EN TYPEN INGREPEN IN DE PRAKTIJKTOETS

Watersysteem	Type ingreep
Rode beek (waterschap Roer en Overmaas)	Sluiting van de RWZI
Chaamse beken (waterschap Brabantse Delta)	Plaatsing schotbalk tegen verdroging
Rolderdiep (waterschap Hunze en Aa's)	Sanering van de RWZI en overstort
Vallei beken (waterschap Vallei en Eem)	Intensivering landbouw tot 1994, opheffen RWZI lozingen
Polder Nooitgedacht (waterschap Hollandse Delta)	Afbouw kunstmestgift, isolatie sloten, baggeren en verbreden sloten

4.2 PRAKTIJKTOETS GEMEENSCHAPSBENADERING

4.2.1 AANPAK

Voor elke meetlocatie zijn de waargenomen macrofaunagegevens toegedeeld aan de betreffende cenotypen binnen de bekentypologie danwel slotentypologie. De milieugegevens van voor en na de ingreep zijn gebruikt als modelinvoer voor Beek-model I en II en Sloot-model I en II om de cenotypen te berekenen. De waargenomen cenotypen en de berekende cenotypen en eventuele verschuivingen hierin zijn met elkaar vergeleken per ingreep. Daarnaast is een overall modelvalidatie uitgevoerd met behulp van kruisvalidatie.

4.2.2 RESULTATEN

BEKEN

Op basis van de aangeleverde gegevens waren in de meeste watersystemen geen eenduidige trends in cenotypen te onderscheiden na de ingreep. Wel bleek er bij zowel Model I als Model II op hoofdgroepniveau een grote overeenkomst te zijn tussen waargenomen en berekende cenotypen. Cenotypen worden minder goed voorspeld dan hoofdgroepen. Veel cenotypen worden door elkaar voorspeld en toegedeeld omdat ze aan elkaar gerelateerd zijn. Overigens blijkt dat als de eerste (volgens model de meest waarschijnlijke) voorspelling niet correspondeert met het waargenomen cenotype, de tweede beste voorspelling dit juist wel doet. Dit onderstreept het belang van het gebruiken van kansen op combinaties van cenotypen die volgen uit de voorspelling. Door in de voorspellingen rekening te houden met verwantschap tussen cenotypen en het voorkomen van mengsels/overgangen tussen typen blijkt de voor-

spelling sterk te verbeteren op zowel hoofdgroep-, groep- als cenotype-niveau. Dit sluit aan bij de bevindingen van Nijboer (2006) dat levensgemeenschappen niet beschouwd kunnen worden als vaste combinaties van soorten die op verschillende locaties met dezelfde milieu-omstandigheden voorkomen.

SLOTEN

Bij zowel Model I als Model II is er een grote overeenkomst tussen waargenomen en berekende cenotypen op hoofdgroepniveau. Hierbij lijkt Model II iets beter te voorspellen dan Model I.

VALIDATIE

Bij de beken duiden de resultaten van de kruisvalidatie erop dat Model II iets beter presteert dan Model I. Dit is waarschijnlijk vooral te danken aan het derde hiërarchisch niveau in dit model. Bij de sloten zijn beide modellen op hoofdgroepniveau evengoed. Op cenotypeniveau voldoet Model II beter. Overall blijken de terugvoorspellingen van de slotenmodellen iets beter zijn dan die van de beekmodellen.

4.3 PRAKTIJKTOETS SOORTBENADERING

4.3.1 AANPAK

Voor elk van de soorten waarvoor een soortmodel beschikbaar was, is de kans op voorkomen berekend in de situatie vóór de ingreep en de situatie na de ingreep. Individuele taxa zijn geclusterd tot soortgroepen (bv specifieke beek of sloottaxa), waarna voor deze groepen de waargenomen presentie en de berekende presenties getoetst is op significante verschillen. Behalve de kans op voorkomen (trefkans) zijn voor elk taxon de 95% betrouwbaarheidsintervallen berekend, om een idee te krijgen van de betrouwbaarheid van de voorspelling.

De algemeen voorspellende waarde van de soortmodellen is getoetst door een overall vergelijking te maken tussen de waargenomen en de berekende taxa. Hiervoor zijn diverse criteria gebruikt.

4.3.2 RESULTATEN

Voor het merendeel van de wateren ontbraken goede tijdreeksen, zodat dat de ingrepen niet konden worden beoordeeld op hun effecten (Chaamse beken, Rolderdiep en Valleibeken). Alleen voor de Rode Beek was een goede tijdreeks voorhanden, met duidelijk waarneembare verschillen in waterkwaliteit voor en na de sluiting van de RWZI. Deze verandering wordt duidelijk gereflecteerd in de waargenomen en berekende biologische kwaliteit, met relevante en significante verschuivingen in respons. De maatregelen in polder Nooitgedacht leidden eveneens tot een significante verandering van de water- en oevervegetatie.

Op basis van verschillende validatiecriteria kan worden geconcludeerd dat het merendeel van de soortmodellen een redelijk tot goed voorspellende waarde heeft. Uit de validatiere-sultaten blijkt dat aanwezigheid minder goed wordt voorspeld dan afwezigheid. Omdat de uitgevoerde validatie slechts een kleine steekproef omvat, moet deze niet worden beschouwd als een algehele validatie, maar als een toetsing met behulp van een specifieke monsterset.

4.4 VERGELIJKING TUSSEN SOORTBENADERING EN GEMEENSCHAPSBENADERING

4.4.1 AANPAK

Om een vergelijking te kunnen maken tussen de resultaten van de praktijktoets van de soortbenadering en die van de gemeenschapsbenadering, zijn de berekende soorten van de soortbenadering toebedeeld aan cenotypen. Onderzocht is of de zo berekende cenotypen overeenkomen met de waargenomen cenotypen en welke trends aanwezig zijn. Tenslotte is onderzocht of de uit de soortbenadering-berekeningen samengestelde cenotypen overeenkomen met de cenotypen zoals die zijn toegekend door Verdonschot et al. (2002).

4.4.2 RESULTATEN

Waargenomen en berekende cenotypen, afgeleid van de respons van de soortmodellen, blijken goed overeen te komen, met name op hoofdgroepniveau. Net als bij de ingreep-effect analyse op basis van de respons, zijn in de meeste wateren geen duidelijke trends in verschuivingen van cenotypen waarneembaar.

In de praktijktoets komen de cenotypen, afgeleid van de respons van de soortmodellen, voor vrijwel alle monsters grotendeels overeen met de cenotypen die zijn toegekend in de (vergelijkbare) praktijktoets van de gemeenschapsbenadering van Verdonschot et al. (2002). Dit betekent dat de soortmodellen een goed beeld geven van de levensgemeenschap ter plaatse.

4.5 CONCLUSIES

- De gegevens zoals beschikbaar voor de praktijktoets bleken onvoldoende geschikt om de effecten van ingrepen in het waterbeheer te bestuderen met behulp van de cenotypemodellen en de soortmodellen. Goede tijdreeksen ontbraken, waardoor slechts een beperkt deel van de gegevens gebruikt kon worden;
- Op basis van het (beperkte) bruikbare deel van de gegevens kan worden geconcludeerd dat zowel de cenotypemodellen als de soortmodellen een redelijk tot goede voorspellende waarde hebben. Dit wordt bevestigd door de validatieresultaten;
- De soortbenadering en de gemeenschapsbenadering geven vergelijkbare resultaten in termen van levensgemeenschappen.

5

ALGEMENE CONCLUSIES EN DOORKIJK TOEPASSING RISTORI

5.1 ALGEMENE CONCLUSIES

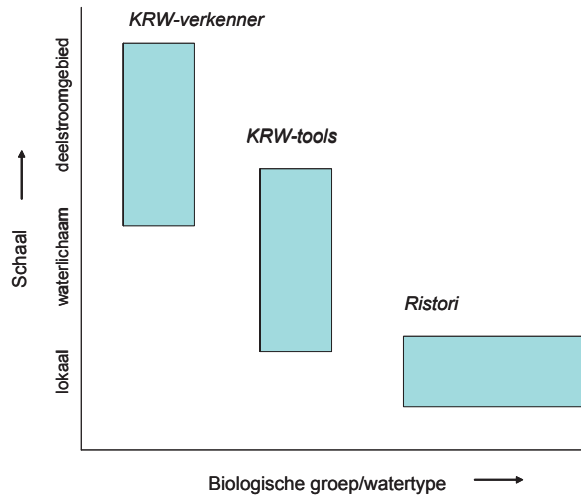
De afgelopen jaren is er veel tijd en energie gaan zitten in de ontwikkeling en de toetsing van de RISTORI-modellen voor gemeenschappen en soorten. Beide benaderingen blijken bruikbaar als het om ingreep-effectvoorspelling gaat. Hoewel een model nooit is uitontwikkeld en er altijd verbeteringen mogelijk blijven (zie daarvoor het achtergronddocument), bieden de resultaten van de modelontwikkeling en de praktijktoets van beide benaderingen voldoende perspectief om een volgende fase van RISTORI in te gaan: die van de daadwerkelijke toepassing. Deze zou gericht moeten zijn op het gebruikersvriendelijk maken en daadwerkelijk operationeel maken van de cenotypen- en soortmodellen. De volgende paragraaf gaat beknopt in op die mogelijke toepassing.

5.2 DOORKIJK TOEPASSING

Nu de KRW steeds meer vorm begint te krijgen hebben de waterbeheerders in Nederland sterk behoefte aan inzicht in de relaties tussen (mogelijke) maatregelen en de effecten van die maatregelen op de ecologische toestand. RISTORI, dat speciaal is ontwikkeld om de effecten van ingrepen op lokale schaal te voorspellen zou gebruikt kunnen worden om effecten inzichtelijk te maken. Om inzicht te krijgen in de toepassingsmogelijkheden van RISTORI door de waterbeheerders binnen de KRW, dienen de volgende vragen te worden beantwoord:

- Op welke manier zouden de RISTORI-modellen (soortbenadering en gemeenschapsbenadering) binnen de uitwerking van de KRW kunnen worden ingezet. Hierbij is een vertaling gewenst van de modelresultaten naar praktische maten, zowel gericht op de KRW-normen als op de praktijk van het waterbeheer. Recent is bijvoorbeeld een eerste poging gedaan om de soortmodellen te gebruiken om relaties tussen omgevingsvariabelen en Ecologische Kwaliteitsratio's voor de KRW vast te leggen. Bij toepassingen zou zowel naar de mogelijkheden van de individuele RISTORI-modellen als die van een geïntegreerd model gekeken moeten worden;
- Wat is de relatie met de andere tools die ontwikkeld of in ontwikkeling zijn (bv KRW-tools, zie figuur 5.1). Is er uitwisseling of integratie mogelijk met bestaande modellen (bv als een schil, met daaronder submodules van RISTORI);

FIGUUR 5.1 RELATIES TUSSEN DE VERSCHILLENDE VOORSPELLINGSINSTRUMENTEN



- De RISTORI-modellen beperken zich tot macrofauna in sloten en beken en macrofyten in asloten. Hoe kunnen andere organismen worden opgenomen in een RISTORI-tool, bv aansluiting bij andere modellen;
- Op welke manier kunnen waterschappers enthousiast gemaakt worden om een beschikbare RISTORI-tool te gebruiken? Het succes van een model valt of staat met het gebruik in de praktijk.

