



Vlaanderen
is wetenschap

Onderzoek naar habitatkwaliteit voor de otter in België

Potentieel leefgebied voor de otter in Vlaanderen

Koen Van Den Berge, Claude Belpaire, Dirk Maes, Gerlinde Van Thuyne, Jan Gouwy,
Caroline Geeraerts, Ine Pauwels, Luc De Bruyn en Lore Vandamme

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Koen Van Den Berge, Claude Belpaire, Dirk Maes, Gerlinde Van Thuyne, Jan Gouwy, Caroline Geeraerts, Ine Pauwels, Luc De Bruyn en Lore Vandamme
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteits-beleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

koen.vandenberge@inbo.be, lore.vandamme@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Den Berge K., Belpaire C., Maes D., Van Thuyne G., Gouwy J., Geeraerts C., Pauwels I., De Bruyn L., Vandamme L. (2019). Onderzoek naar habitatkwaliteit voor de otter in België; Potentieel leefgebied voor de otter in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (58). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.17664371

D/2020/3241/006

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (58)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Rupelmondse kreek (Yves Adams/Vilda)

ONDERZOEK NAAR HABITATKWALITEIT
VOOR DE OTTER IN BELGIË

Potentieel leefgebied voor de otter in Vlaanderen

Van Den Berge Koen, Belpaire Claude, Maes Dirk, Van Thuyne Gerlinde, Gouwy
Jan, Geeraerts Caroline, Pauwels Ine, De Bruyn Luc & Vandamme Lore

doi.org/10.21436/inbor.17664371

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (58)

Dankwoord/Voorwoord

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van het World Wide Fund for Nature (WWF).

Pollutantanalyses werden uitgevoerd door de analytische laboratoria van CODA (Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie, Tervuren, thans Sciensano), ILVO (Sea Fisheries Department, Oostende), en Universiteit Antwerpen (Systemic Physiological and Ecotoxicological Research, Department of Biology, en Toxicological Centre).

Ook VMM willen wij danken voor het aanleveren van de waterkwaliteitsdata (Frank Lavens, Ward De Cooman).

Zoals steeds willen we hier ook de vele vrijwilligers en medewerkers van het INBO-Marternetwerk vermelden (waaronder ook verschillende mensen van het Agentschap voor Natuur en Bos), die ondertussen reeds twee decennia bijdragen aan het inzicht over de verspreiding van roofdieren – waaronder ook de otter – in Vlaanderen.

Otters foerageren voornamelijk op vis die kleiner is dan 50 cm. Een individu eet gemiddeld 1 kg voedsel per dag, waarvan 80% vis. Rekening houdend met de populatiedynamiek van diverse vissoorten en de normale druk die uitgaat van andere vispredatoren wordt gesteld dat een goed otterbiotoop gemiddeld ten minste 90 kg/ha vis dient te bevatten. Hoge concentraties bioaccumuleerbare contaminanten aanwezig in voedselorganismen zoals PCB's (Polychloorbiphenylen), dieldrin en kwik leggen een ernstige hypotheek op de instandhouding of het herstel van de Europese otterpopulaties. Gebieden met de hoge concentraties aan deze polluenten in vis, kunnen dus onmogelijk een leefbare otterpopulatie ondersteunen. Voor het bepalen van het potentieel leefgebied van de otter in Vlaanderen wordt in deze analyse bijgevolg gefocust op de voedselbeschikbaarheid als basiscomponent, waarbij zowel naar kwantiteit als toxicologische kwaliteit van het visbestand wordt gekeken.

Het voldaan zijn aan de bijkomende voorwaarden op het vlak van schuil- en rustplaatsen is, op schaal van Vlaanderen, niet concreet in detail na te gaan of te modelleren. Daarom wordt deze component meer globaal benaderd op basis van voorkomende vegetatietypes in de nabijheid van (visrijke) waters. Een model werd opgesteld dat op basis van het ecologisch profiel van de otter een potentieel leefgebied kaart oplevert. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de GeoDynamix toolbox van het Vlaamse Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO). In eerste instantie wordt gekeken naar de oppervlakte- en structureel ecologische (schuilplaatsmogelijkheden en dergelijke) behoeften. Daarna worden parameters zoals visdensiteit, visindex, polluenten, waterkwaliteit, natuurlijkheid van de waterloop, etc. op deze potentieel leefgebiedenkaart weergegeven. De gebruikte data voor deze variabelen zijn afkomstig van bestaande databanken van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO) of de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).

Uit de analyse blijkt dat nergens in Vlaanderen wordt voldaan aan de vooropgestelde criteria voor het kunnen huisvesten van duurzame populatiekernen van otter. Dit is vooral te wijten aan de hoge concentraties polluenten (PCB's in het bijzonder) en de overwegend lage visdensiteiten. Het is echter belangrijk rekening te houden met het feit dat de kaarten zijn opgesteld op basis van reeds bestaande gegevens. Deze data zijn althans voor een aantal parameters niet helemaal up to date. Het zijn echter de enige datasets die relatief recent zijn en gebiedsdekkend voor Vlaanderen. Er mag verondersteld worden dat de concentraties van een aantal belangrijke toxische polluenten in vis ondertussen gedaald zijn ten opzichte van de

oudere data gebruikt in onze analyse. Daarenboven vertonen de berekende visdensiteiten een hoge onzekerheidsfactor.

Met deze nuancering omtrent de gebruikte gegevens in het achterhoofd, blijken het het Demerbekken, het Maasbekken, het bekken Gentse kanalen en het Denderbekken potentieel te hebben als leefgebied voor duurzame populatiekernen van otter. Deze waterlopen zijn voldoende groot, bevatten voldoende vis en zijn niet overmatig sterk vervuild. Deze vaststelling staat in schril contrast met de verspreiding in de eerste helft van vorige eeuw, toen de otter nog wijdverspreid over geheel Vlaanderen voorkwam. In feite kwamen otters toen “overall” voor waar water en (veel) vis was, vooral in het Ijzerbekken en het Beneden-Scheldebekken, maar ook in de Bovenschelde, de Leie, het Dijlebekken, het Maasbekken, alsook in de Grote en Kleine Nete. In het Demerbekken leek de aanwezigheid van otters eerder beperkt (hoewel dit op basis van historische vangstdata met enig voorbehoud moet worden beschouwd). Het is duidelijk dat het herstel van de otterpopulatie in Vlaanderen, net als in veel van de ons omringende landen, een proces van lange duur zal zijn.

Zowel in de gebieden die als potentieel geschikt worden voorgesteld in dit rapport, als de andere rivierbekkens in Vlaanderen, blijft het herstellen van de natuur van groot belang. Rivierherstelprojecten zijn en blijven daarbij cruciaal in het verbeteren van het zoetwater-ecosysteem. Het herstellen van de natuurlijke rivierdynamiek zorgt namelijk voor een toename in heterogeniteit, wat dan weer een hogere diversiteit met zich meebrengt. De hoge structuurdiversiteit van waterlichamen, zowel horizontaal als verticaal en in het bijzonder inzake de onderwaterbodem, de oevers en de oeverzones zijn van belang als jachtterrein voor de otter. Er dient verder te worden gestreefd naar een rijke visstand als basisvoedsel voor otters. Een regelmatige spreiding van potentiële schuil-, rust- en nestplaatsen, zowel puntsgewijze (uitgespoelde wortelgestellen van overbomen,...) als vlakvormige (brede ruigtes,...) zijn noodzakelijk. De kwaliteit van deze laatste is omgekeerd evenredig met de nabijheid of doordringing (fysiek, geur,...) van menselijke aanwezigheid (aspecten van doorzichtigheid, vluchtafstand, uitwijkmogelijkheid,...). Aspecten van beheer (gefaseerd maaien riet,...) en regeling van de toegankelijkheid zijn hier van cruciaal belang. Bijzondere aandacht dient ook te worden gewijd aan verkeerssterfte en otterspecifieke ontsnipperingsmaatregelen in functie van verre-afstandverplaatsingen. Een volgende stap is daarom ook het opstellen van een kaart om de connectiviteit tussen de potentieel geschikte gebieden na te gaan.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Uit de huidige analyse blijkt dat er nog diverse aandachtspunten zijn die zouden moeten worden verbeterd opdat Vlaanderen duurzame populatiekernen van otter zou kunnen huisvesten.

De beschikbare evidentie over negatieve effecten van pollutanten op otterpopulaties aangereikt door studies in het buitenland én de hoge tot zeer hoge concentraties van diverse pollutanten gemeten in paling van een gebiedsdekkende set van meetplaatsen in Vlaanderen, zijn voldoende doorslaggevende argumenten om aan te nemen dat de aanwezigheid van reprotoxische contaminanten een zeer sterke tol gelegd hebben op de otterpopulatie in Vlaanderen. Wellicht vormen die stoffen nog altijd de limiterende factoren voor het herstel van leefbare populatiekernen van otter in Vlaanderen. Wil Vlaanderen leefbare gebieden prioritariseren voor otter dan zal zeker met dit element rekening dienen gehouden te worden, met acties rond het vermijden van bijkomende vuilvrachten, het saneren van bestaande vervuilde sedimenten, en het in detail in beeld brengen van de aanwezigheid en gehalten in de focusgebieden.

Daarnaast is en blijft het herstellen van de natuurlijke rivierdynamiek van groot belang. Deze zorgt namelijk voor een toename in heterogeniteit, wat dan weer een hogere biodiversiteit met zich meebrengt. De hoge structuurdiversiteit van waterlichamen, zowel horizontaal als verticaal en in het bijzonder inzake de onderwaterbodem, de oevers en de oeverzones zijn van belang als jachtterrein voor de otter. Er dient verder te worden gestreefd naar een rijke visstand als basisvoedsel voor otters. Een regelmatige spreiding van potentiële schuil-, rust- en nestplaatsen, zowel puntsgewijze (uitgespoelde wortelgestellen van overbomen,...) als vlakvormige (brede ruigtes,...) zijn eveneens noodzakelijk. De kwaliteit van deze laatste is omgekeerd evenredig met de nabijheid of doordringing (fysiek, geur,...) van menselijke aanwezigheid (aspecten van doorzichtigheid, vluchtafstand, uitwijkmogelijkheid,...). Aspecten van beheer (gefaseerd maaien riet,...) en regeling van de toegankelijkheid zijn hier van cruciaal belang. Bijzondere aandacht dient ook te worden gewijd aan verkeerssterfte en otterspecifieke ontsnipperingsmaatregelen in functie van verre-afstandverplaatsingen. Een volgende stap is daarom ook het opstellen van een kaart om de connectiviteit tussen de potentieel geschikte gebieden na te gaan.

English abstract

The Eurasian otter (*Lutra lutra*) has been hunted and exterminated for centuries due to their competition with fishermen. Until 1950, the species was present in most parts of Belgium, but due to the hunting in combination with water contamination and loss of suitable habitat (river banks) in the 1970–80s, the otter disappeared almost completely. In Flanders, the last otter population went extinct at the end of the 1980s. In 2012 however, images of an otter were captured with a camera trap. In 2014, multiple otters were detected at the same location using the same method suggesting local reproduction. The otter is a highly demanding species, that requires a good water quality, healthy fish populations and well-structured river banks. The reappearance of the otter in Flanders probably indicates the recovery of the aquatic ecosystem. If we want to guarantee the future of the otter in Flanders, restoration measures will have to be taken to optimize its habitat needs and to connect potentially suitable habitats to limit the amount of road kills.

The ideal otter biotopes are waters with sufficient fish (food) in combination with rough and structure rich banks (shelter). The land component is as important as the water component. The required territorial area depends on several factors, such as the amount of food and shelter, competition, reproduction partners, etc. For Flanders, an area with a surface of 1400 – 2500 ha is regarded as sufficient as home range (or territory) for an otter. If we define a minimum population unit as a cluster of at least a few neighboring territories, a minimum otter habitat should have a surface of ca. 100 km².

Otters forage on fish smaller than 50 cm. An individual eats on average 1 kg food per day, of which 80% consists of fish. Regarding the population dynamics of fish species and the usual pressure exerted by other fish predators, a good otter biotope should contain at least 90 kg of fish per hectare. High concentrations of bioaccumulating contaminants present in food organisms, such as PCB's, dieldrin and mercury, however, hamper the conservation or recovery of Eurasian otter populations. Areas with high concentrations of these pollutants in fish are incapable of supporting a sustainable otter population. To assess the potential habitat of otter in Flanders, the analysis focusses on the food availability, by both looking at the quantity and quality of the fish stock.

Information on shelter and resting places is not available for the whole of Flanders. Therefore, this component is estimated based on the vegetation types near (fish rich) waters. Using the ecological profile of otter, we built a mechanistic model resulting in a map showing the potential habitat of the species in Flanders. The GeoDynamix toolbox of the Flemish Institute for Technological Research (VITO) was used to do so. First of all, the surface and structural requirements (for shelter) were considered. Secondly, parameters such as fish density, fish index, pollutants, water quality, river naturalness, etc. were projected on the potential habitat map. The data that was used, originates from existing datasets from the Research Institute for Nature and Forest (INBO) or Flanders Environment Agency (VMM).

From this analysis, it appears that there are no locations in Flanders which meet the criteria and therefore not a single area is expected to be able to home a sustainable otter population unit. This is especially due to high concentrations of pollutants (PCB's in particular) and the overall low amounts of fish. It is however important to take into account the fact that the maps are based on outdated data. These are however the only relatively recent datasets that cover the whole of Flanders. It can, therefore, be assumed that the pollutant concentrations in fish have declined compared with the information used in the analysis. Moreover, the calculated fish densities have relatively large confidence intervals leading to rather uncertain fish density estimates.

Keeping this in mind, the Demer, the Maas, the channels around Ghent, and the Dender show potential suitability as habitat for a sustainable otter population unit. These rivers and their floodplains were delineated as having a sufficiently large area, containing a relatively high density of fish and pollution is limited. These results are in contrast with the distribution of otters before 1950. At that time, otters were distributed over the whole of Flanders. In fact, otters were present everywhere where water and (lots of) fish were available, especially the IJzer and the Lower-Scheldt, but also in the Upper-Scheldt, the Leie, the Dijle, the Maas, as well as the Grote and Kleine Nete rivers. In the Demer, the presence of otters appeared to be rather low (however, this is difficult to conclude from historical catch data). It is clear that the recovery of the otter population in Flanders will take time, just as in the neighbouring countries.

For the areas that appear to be potentially suitable, as well as for the other rivers and their floodplains in Flanders, restoration measures remain very important. River restoration projects

are and will always be crucial in the improvement of the freshwater ecosystem. The restoration of natural river dynamics provides an increase in heterogeneity, leading to more diversity. The structure richness of water bodies, both horizontally and vertically, and especially with respect to the riverbed, the riverbanks and the river sides, are important hunting habitat for otter. A further increase of fish density as food for otters is also required, together with a sufficient amount of shelter and resting areas. The quality of the latter is even more important when human activity is nearby. Nature management and access for recreation. Special attention is required with respect to road kills and, considering their long-distance movements, connectivity measurements specifically for otters are urgently needed. The next step is therefore to create a connectivity map that links potentially suitable areas.

5.1	Potentiële leefgebiedenkaart voor de Otter in Vlaanderen	36
5.2	Visdensiteit en visindex	37
5.2.1	Visdensiteit	37
5.2.2	Visindex	39
5.3	Waterkwaliteit	40
5.4	Natuurlijkheid van rivieren	42
5.5	Polluenten	43
5.5.1	Metalen	43
5.5.1.1	Cadmium	43
5.5.1.2	Kwik	43
5.5.1.3	Lood	44
5.5.2	Persistente organische polluenten	45
5.5.2.1	DDT	45
5.5.2.2	Dieldrin	45
5.5.2.3	PCB	46
5.5.3	Alle polluenten	47
6	Meest geschikte potentiële leefgebieden voor de Otter in Vlaanderen	48
6.1	Geschiktheid per bekken	49
7	Discussie	55
8	Referenties	59
	Appendix 1	66
	Appendix 2	68

Lijst van figuren

Figuur 1	Historische verspreiding van de otter in Vlaanderen, gebaseerd op vangstdata en andere waarnemingen in de periode 1880 – 1970 (gebaseerd op Metsu & Van Den Berge 1987, aangevuld).	17
Figuur 2	Work flow om te komen tot de meest geschikte potentiële leefgebieden voor de otter in Vlaanderen.	26
Figuur 3	Work flow voor het berekenen van de visdensiteit in de Vlaamse waterlopen.	29
Figuur 4	De lengtefrequentieverdeling van de proovis aangetroffen in het dieet van otter (Gorgadze 2013).	30
Figuur 5	Potentiële leefgebiedenkaart voor de otter in Vlaanderen met een minimum oppervlakte van 1000 ha. (correcte kaarten: europeseotter_leefgebied.shp + europeseotter_leefgebied333ha_grensmaas.shp).	36
Figuur 6	Potentiële leefgebiedenkaart voor de otter in Vlaanderen met daarop de hoeveelheid vis (kg/hectare) in de door het INBO afgeviste wateren. Rood = <90 kg vis/ha; groen = >90 vis kg/ha.	37
Figuur 7	Visdensiteit (kg/ha) berekend op basis van de elektrovisserij van INBO (N=7463). Grenswaarde voor goed foerageergebied voor otter = 90 kg/ha.	38
Figuur 8	Potentiële leefgebiedenkaart voor de otter in Vlaanderen met daarop de visindex van de door het INBO afgeviste wateren. Oranje = slecht, geel = ontoereikend, lichtgroen = matig, donkergroen = goed.	39
Figuur 9	Visindex kwaliteitsklassen berekend op basis van de INBO bestandopnames (N=4668).	40
Figuur 10	Waterkwaliteitskaart Vlaanderen op basis van BBI (Bron: VMM). Zwart = uiterst slechte kwaliteit, rood = zeer slechte kwaliteit, oranje = slechte kwaliteit, geel = matige kwaliteit, groen = goede kwaliteit, blauw = zeer goede kwaliteit.	40
Figuur 11	Frequentiedistributie van de BBI gegevens voor Vlaanderen tussen 1989 en 2018 van Uiterst slecht naar Zeer goed (Bron: VMM).	41
Figuur 12	Waterkwaliteitskaart Vlaanderen op basis van PIO (Bron: VMM). Rood = zeer slechte kwaliteit, oranje = slechte kwaliteit, geel = matige kwaliteit, groen = goede kwaliteit, blauw = zeer goede kwaliteit.	41
Figuur 13	Frequentiedistributie van de PIO gegevens voor Vlaanderen tussen 1989 en 2018 van Zeer slecht naar Zeer goed (Bron: VMM).	42

Figuur 14	Natuurlijkheid van de onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen (bron: VMM) van slecht (rood) naar uitstekend (blauw).....	42
Figuur 15	Concentratie aan Cadmium in Paling (in ng/g versgewicht). Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven. Rood is >50 ng/g versgewicht, groen is < 50 ng/g versgewicht....	43
Figuur 16	Concentratie aan kwik (Hg) in Paling (in ng/g versgewicht). Rood is >100ng/g, oranje 20- 100 ng/g, groen <20 ng/g. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.	44
Figuur 17	Concentratie aan lood (Pb) in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde van 200 ng/g, rood erboven. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.	44
Figuur 18	Concentratie aan DDT in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde van 490 ng/g, rood erboven. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.	45
Figuur 19	Concentratie aan dieldrin in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde van 30 ng/g, rood erboven. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven...	46
Figuur 20	Concentratie aan PCB's in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde, rood boven de drempel van 145 ng/g versgewicht voor de overleving van de otter. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.	46
Figuur 21	Som van de geschikte locaties voor polluenten. Onder de grenswaarde voor 2 polluenten = rood, 3 polluenten = oranje, 4 polluenten = geel, 5 polluenten = blauw.	47
Figuur 22	Overzicht van Vlaanderen met de hoofrivieren en de bekkens.....	49
Figuur 23	Gemiddelde visdensiteit per bekken (aflopend van links naar rechts).....	51
Figuur 24	Weergave van de concentraties van de belangrijkste polluenten in proovis (linkerkolom van boven naar onder Cd (cadmium), Hg (kwik) en Pb (lood), in de rechterkolom van boven naar onder DDT, Dieldrin en PCB) per bekken (van links naar rechts: Bekken Brugse polders, Bekken Gentse kanalen, Beneden-Scheldebekken, Boven-Scheldebekken, Demerbekken, Denderbekken, Dijlebekken, Ijzerbekken, Leiebekken, Maasbekken en Netebekken).....	52

Lijst van tabellen

Tabel 1	Het aantal meettrajecten van elektrovisserij met de spreiding van de berekende visdensiteiten.	30
Tabel 2	Het aantal meetplaatsen waarvoor data beschikbaar zijn per pollutant, alsook de spreiding van de analysesresultaten. De data werden verzameld tussen 1994 en 2008.	33
Tabel 3	Oppervlakte potentieel geschikt leefgebied per bekken in Vlaanderen.....	50
Tabel 4	Overzicht van potentieel oppervlak, gemiddelde visdensiteit (kg/ha), gemiddelde concentratie Cd, Hg, Pb, DDT, Dieldrin en PCB (ng/g) per bekken. De beste waarden (en niet per se deze die voldoen aan de criteria), zijn in vet gezet.	53
Tabel 5	Soorten die werden opgenomen als prooivis van otter voor het bepalen van de visdensiteit in Vlaanderen.....	68

1 INLEIDING

De Europese otter (*Lutra lutra*) of ook wel de visotter genoemd, is een geduchte predator van vis. Daardoor werd hij reeds lange tijd als concurrent beschouwd voor de vissers. Om deze reden werden otters reeds sinds de middeleeuwen bejaagd. Tot ongeveer halfweg vorige eeuw kwam de otter nog nagenoeg gebiedsdekkend voor in Vlaanderen, waarbij nog premies werden uitgereikt voor elk gedood dier (Metsu & Van Den Berge 1987). Door deze georganiseerde verdelging in combinatie met de waterverontreiniging en het verlies van geschikt leefgebied (oeverzones) in de jaren 1970 – '80, kenden de otterpopulaties een sterke terugval. Sinds eind de jaren 1980 werd de otter, op populatieniveau, als uitgestorven beschouwd in Vlaanderen (Metsu & Van Den Berge 1987). Het voorkomen van zwervende individuen en het bestaan van kleine plaatselijke populatierelicten werden daarmee niet uitgesloten. In Wallonië staat deze soort gesignaleerd als “met uitsterven bedreigd”. Ook hier lagen dezelfde redenen aan de basis van hun achteruitgang (Libois 2006).

De aanwezigheid van otter kon na een lange periode van onduidelijkheid met zekerheid worden vastgesteld in Vlaanderen dankzij de inzet van cameravallen (Swinnen et al. 2012). In het natuurgebied ‘Broek de Nayer’ in Willebroek (provincie Antwerpen) werd in 2012 voor het eerst op die manier in Vlaanderen het voorkomen van een otter geregistreerd. Ondertussen zijn (sporen van) otters waargenomen in alle Vlaamse provincies behalve West-Vlaanderen. In de winter van 2014-2015 werd het voorkomen van verschillende – wellicht drie – dieren via cameravallen vastgesteld, vermoedelijk duidend op lokale voortplanting (Gouwy et al. 2015). De otter is een veeleisende soort, die nood heeft aan een goede waterkwaliteit, gezonde vispopulaties, en structuurrijke oevers. Dat de otter opnieuw gevestigd blijkt in Vlaanderen is goed nieuws. Hij kan als indicator worden beschouwd voor het herstel van de natuur en symbool staan voor zuiver water. Daarnaast spreekt de otter ook tot de verbeelding (Foster 2017). Het is een zoogdier met hoger aaibaarheidsgehalte dan de meeste aquatische organismen, en kan daarmee een bijdrage leveren in de natuurbeleving en daarmee ook in het opbouwen van kennis.

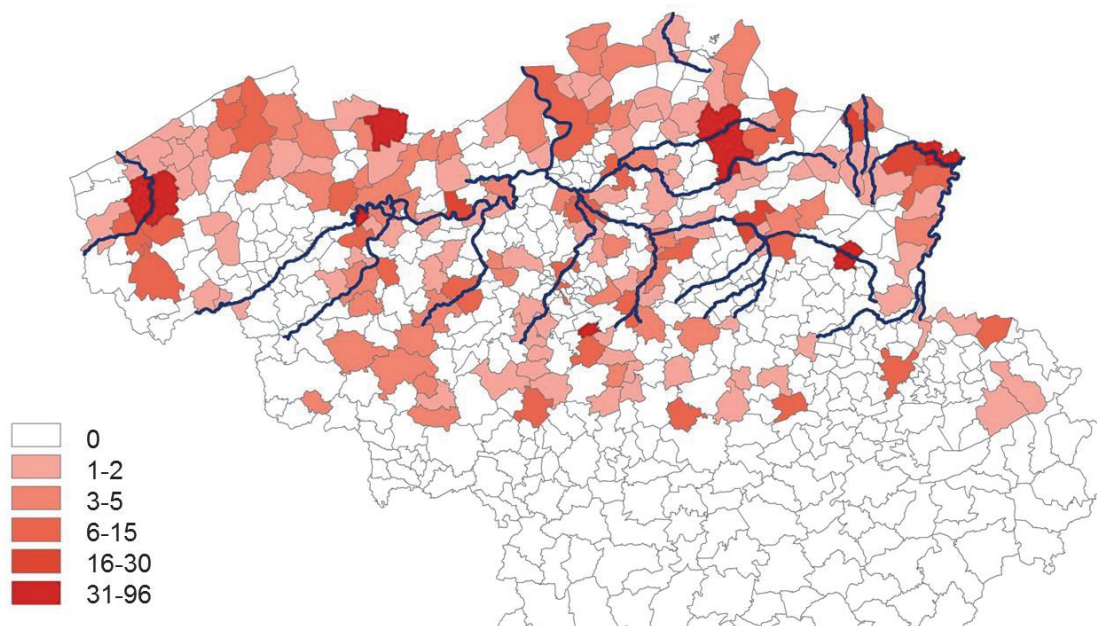
Hoewel onze kennis over het actuele voorkomen van de otter in Vlaanderen nog zeer fragmentair is, duiden de voorliggende waarnemingen minstens op plaatselijke en tijdelijke

aanwezigheid, en zeker op één locatie met permanente vestiging. Het gaat hier vermoedelijk om slechts enkele individuen. Om de otter in Vlaanderen kansen te geven op een reëel populatieherstel, d.i. met permanente vestiging en voortplanting op meerdere locaties, zijn er echter aanpassingen nodig aan de natuur (www.vrt.be – Leslie Hodge 2017). Het habitat moet worden geoptimaliseerd alsook de connectiviteit tussen potentieel geschikte leefgebieden. Het gebeurt nog te vaak dat otters en andere dieren slachtoffer worden van het verkeer. <https://www.natuurpunt.be/pagina/dieren-onder-de-wielen> of <https://waarnemingen.be/vs/start>.

In dit rapport wordt het potentieel leefgebied van de otter in Vlaanderen in kaart gebracht. Hierbij worden diverse parameters in acht genomen die zowel op korte als lange termijn van belang zijn voor de ontwikkeling van duurzame otterpopulaties. Het gaat hierbij om waterkwaliteit, natuurlijkheid van de waterlopen, visdensiteit, pollutanten in vis etc. Er werd gebruik gemaakt van reeds beschikbare data. Deze resultaten kunnen bijdragen in het aanduiden van prioritaire gebieden. Voor meer gedetailleerde info omtrent een specifiek gebied, is een habitatopmeting en het verzamelen van actuele gegevens aangewezen.

2 VERSPREIDING VAN DE OTTER IN VLAANDEREN

Over het voorkomen van de otter bestond in Vlaanderen de laatste decennia geen echte duidelijkheid. De soort was tot midden vorige eeuw nog zowat gebiedsdekkend aanwezig (Figuur 1), maar kende vervolgens een spectaculaire terugval. In populatieverband, d.i. met gekende permanente vestiging en voortplanting, werd de soort sinds eind de jaren 1980 in Vlaanderen als uitgestorven beschouwd (Metsu & Van Den Berge 1987). Een analoge trend deed zich voor in de ons omringende landen. In enkele Belgisch-Ardense regio's konden evenwel, opmerkelijk, een aantal relictpopulaties standhouden (Libois 2006). Dit neemt niet weg dat er in Vlaanderen af en toe losse waarnemingen waren, die minstens de tijdelijke aanwezigheid van individuele dieren aantoonde (Van Den Berge & De Pauw 2003, Van Den Berge 2012, 2014).



Figuur 1 Historische verspreiding van de otter in Vlaanderen, gebaseerd op vangstdata en andere waarnemingen in de periode 1880 – 1970 (gebaseerd op Metsu & Van Den Berge 1987, aangevuld).

Vanaf 2012 is het aantal waarnemingen in een stroomversnelling geraakt, mede op basis van de inzet van cameravallen als een nieuwe detectiemethode (Swinnen et al. 2012, Gouwy et al. 2012). Hoewel daarmee nog geen direct bewijs van lokale voortplanting werd geleverd, kan ervan uitgegaan worden dat de otter actueel met zekerheid opnieuw tot de Vlaamse fauna behoort. Zo duiden sequenties van onafhankelijke waarnemingen gespreid over meerdere weken in 2012 op minstens tijdelijke lokale vestiging zowel in Noordoost-Limburg als in de provincie Antwerpen (regio Mechelen).

Ook in de provincie Oost-Vlaanderen, in de noordelijke Scheldevallei (regio Kruibeke) blijken otters met zekerheid gevestigd. In de winter van 2014-2015 werden er minstens twee en mogelijk drie verschillende dieren diverse keren gefilmd en werd meermaals actief markeergedrag vastgesteld (Gouwy et al. 2015). Sindsdien is er continuïteit in otteraanwezigheid vastgesteld via cameravallen (INBO-carnivorendatabank). In de provincie Antwerpen werd zowel in 2012 (Ranst) als in 2017 (Kalmthout) een otter als verkeersslachtoffer ingezameld. In het tussenliggend gebied werden in 2017 en 2018 ottersporen gevonden (INBO-carnivorendatabank).

Voor een meer gedetailleerd overzicht van de recente verspreidingsdata van de otter in Vlaanderen en voor duiding omtrent de mogelijke (klassieke en actuele) monitoringstechnieken, wordt verwezen naar Van Den Berge et al. (2019 in voorbereiding). In deze context dient benadrukt te worden dat elke 'verspreidingskaart' actueel niet meer dan een toevallige momentopname kan zijn. De laatste decennia is er immers nauwelijks enig gericht of systematisch onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van de otter in Vlaanderen.

3 ECOLOGISCH PROFIEL VAN DE OTTER

Om een goede inschatting te kunnen maken van wat wordt verstaan onder potentieel leefgebied van otters wordt vooreerst een globaal beeld van de ecologie van de soort geschetst, althans voor wat betreft het voorkomen in laaglandbiotopen zoals Vlaanderen. Hierbij wordt gesteund op enkele standaardwerken en reviews over de otter (Mason & Macdonald 1986, Kruuk 1995) aangevuld met expertkennis, zoals o.m. vertaald in Van Den Berge & De Pauw 2003.

3.1 OTTERTERRITORIUM

Het leefgebied van de otter kan gekarakteriseerd worden als de relatief smalle strook aan beide zijden van de grenszone tussen water en land. Ideale otterbiotopen zijn gebieden waar visrijke waters (voedsel) voorkomen in combinatie met structuurrijke en ruig begroeide oeverzones (dekking en schuilplaatsen). Het dient benadrukt dat de landcomponent minstens even belangrijk is als de watercomponent.

Een essentieel gegeven is dat otters als middelgrote roofdieren een populatiestructuur opbouwen gebaseerd op territorialiteit met grote individuele home ranges. Daarbij sluiten volwassen dieren van hetzelfde geslacht elkaar in principe uit, terwijl het grotere territorium van een mannetje overlapt met het territorium van één of enkele wijfjes. Otterterritoria zijn opmerkelijk groot. Voor één mannetje gaat het gemakkelijk over bv. 20 km (tot 40 km) oeverlengte met bijhorend hinterland, of over enkele tientallen km² moerasgebied. Zelfs een minimale populatieopbouw is aldus enkel mogelijk op landschapsschaal. Het inschatten van potentieel leefgebied dient daarom ook op dit schaalniveau te gebeuren.

In dit verband zijn evenwel twee belangrijke kanttekeningen te maken. Vooreerst is het zo dat een territorium of meer in het algemeen een (potentieel) leefgebied, niet als continuüm over de gehele oppervlakte aan essentiële habitatkenmerken dient te voldoen. Afwisseling met minder gunstige zones is aanvaardbaar. Otters, ook gevestigde dieren, verplaatsen zich immers veelvuldig over relatief grote afstanden (kilometers), ook over land. Daarnaast dienen gunstige zones, vooral wat de dekkingsmogelijkheden betreft, voldoende ruimtelijk gespreid aanwezig

te zijn over de volledige oppervlakte. Leefgebieden, met daarin verschillende territoria, bestaan dus uit een mozaïek van gunstige zones binnen een (veel) groter ruimtelijk geheel.

De oppervlakte van concrete territoria wordt, vooral bij de wijfjes, in belangrijke mate gestuurd door het voedselaanbod. Veel voedsel laat kleinere territoria toe, een geringer voedselaanbod noopt tot grotere territoria. Territoria van mannetjes zijn er op gericht te overlappen met dat van zoveel mogelijk wijfjes, waarbij de oppervlakte inherent gelimiteerd wordt door de verdedigbaarheid tegenover seksegenoten.

Het bepalen of vergelijken van otterdichtheden in een gebied is altijd al een lastige zaak geweest. Enerzijds betreft het een zeer verborgen levende soort, waarvan het bijzonder moeilijk tot onmogelijk is om een precies aantal te kennen. De dichtheden zijn sowieso steeds heel laag, zodat het relatieve belang van één al dan niet meegeteld individu zeer groot is. Anderzijds is er de inherente moeilijkheid voortkomend uit de keuze van ruimtelijke eenheid om deze dichtheid uit te drukken. Waar otters vooral in rivier-ecosystemen leven wordt hun dichtheid klassiek uitgedrukt in kilometer oeverlengte, terwijl een dergelijke benadering niet opgaat voor vijver- en moerasgebieden waar veeleer met oppervlaktes gerekend wordt. Voor deze laatste geldt bovendien dat de verhouding tussen open water en land heel sterk kan variëren naargelang de plaatselijke situatie. Steunend op dergelijke beschouwingen en op de gegeven voorbeelden van Chanin (2003) hanteren Van Den Berge & Gouwy (2017) voor Vlaanderen – waar otterleefgebieden veelal bestaan uit een combinatie van lineaire en oppervlakvormige waterlichamen – een oppervlakte van 1400-2500 ha (14-25 km²) als richtinggevend voor een otter home range.

3.2 WATERBIOTOOP ALS VOEDSELBRON

Als waterpartij komen in Vlaanderen zowel grote rivieren met hun zijlopen (met inbegrip van middelgrote beken), als kanalen, vijvers en meren in aanmerking. De kwaliteit van deze waters moet goed zijn, opdat er een ruim visbestand in aanwezig is. Otters zijn immers volledig carnivoor, met in de regel een sterke specialisatie op vissen. Naast vis wordt occasioneel ook gefoerageerd op min of meer watergebonden prooien zoals amfibieën, rivierkreeften, watervogels (ook aas) en hun eieren, knaagdieren zoals als bruine rat, woelrat, muskusrat, etc. Onder de vissen worden de soorten of soortcategorieën geïdentificeerd die plaatselijk en/of tijdelijk ergens talrijk voorkomen. De otter probeert zijn prooi daarbij zoveel mogelijk in het nauw te

drijven, wat maakt dat relatief ondiepe wateren met een gevarieerde structuur van de rivierbodem en van de oever het jachtsucces zullen bevorderen. Bij het jagen kan de prooi zowel op het zicht (in helder water) als via de tastzin met de snorharen (in troebel water) worden opgespoord.

De effectief bejaagde prooisoorten, i.c. vooral vissen, worden het spoedig gewaar wanneer een otter enige tijd actief is, waardoor het vangstsucces lokaal snel afneemt. Otters zijn daarom genoodzaakt zich regelmatig over voldoende grote afstand te verplaatsen naar telkens weer andere gunstige jachtlocaties binnen hun – daarom ook noodzakelijkerwijs – uitgestrekt territorium. Binnen het Euraziatische verspreidingsareaal gelden alle mogelijke visgemeenschappen van zoet water en kustzones als potentiële voedselbron voor de otter. In laagland-waterecosystemen, zoals in Vlaanderen, is een van de belangrijkste prooisoorten de paling, een bodemlevende en dus relatief makkelijk te vangen soort. Ervan uitgaand dat ca. 80% van het voedsel uit vis bestaat en een otter ongeveer 1 kg voedsel per dag eet, berekenden Mason & Macdonald (1986) dat een gemiddelde visproductie van 2,92 g/m² (29,2 kg/ha) nodig is om een otterpopulatie te kunnen dragen zonder dat het visbestand terugloopt. Rekening houdend met de populatiedynamiek van diverse vissoorten en de normale druk die uitgaat van andere vispredatoren stelt Criel (1996) dat een goed otterbiotoop gemiddeld tenminste 9 g/m² (90 kg/ha) vis dient te bevatten.

3.3 POLLUENTEN IN VOEDSELORGANISMEN

Het verdwijnen van de otter wordt al geruime tijd (zie Mason & Macdonald 1986) en tot op heden (zie bv. Alomar et al. 2016) mee in verband gebracht met de hoge concentraties van persistente organochloorpolluenten in voedselorganismen. Macdonald & Mason (1994) stellen dat bioaccumuleerbare contaminanten, vooral dieldrin, PCB's (Polychloorbiphenylen) en kwik, de belangrijkste oorzaak waren van de snelle daling van de Europese otterpopulaties. Jensen et al. (1977) toonden aan dat in Amerikaanse nerts (*Mustela vison*) PCB-gehalten van 50 mg/kg (vetgewicht) voldoende waren om de reproductie te verstoren. PCB-metingen in otter in verschillende landen tijdens de periode 1980-1990 gaven aan dat in een significant aantal gevallen (5 op 13) de gemiddelden die grenswaarde overtroffen (Macdonald & Mason 1994). Macdonald & Mason (1994) concludeerden uit hun samenvattend overzicht van de literatuur dat zeker PCB's een belangrijke beperkende factor zijn in de verspreiding van de otter over Europa. De piek in PCB vervuiling in de loop van de jaren zeventig in veel West-Europese

landen is zeker in overeenstemming met de dramatische achteruitgang van de populaties. Maar ook andere contaminanten mogen niet over het hoofd gezien worden (zie bijvoorbeeld Pountney et al. (2015) voor mogelijke impact van PBDE's (Polybrominated Diphenyl Ethers)). Er zijn voor een aantal pollutanten specifieke grenswaarden vastgesteld voor het gehalte in proovis, waarboven de normale reproductie van otter in het gedrang komt (zie verder). Gebieden met te hoge concentraties aan die pollutanten in vis, kunnen dus onmogelijk een leefbare populatie van otter ondersteunen.

3.4 LANDBIOTOOP ALS RUST- EN NESTPLAATS

Naast het waterbiotoop dient evenzeer het aanpalende landbiotoop aan de nodige kwaliteitseisen te voldoen, meer bepaald op vlak van voldoende mogelijkheden voor dekking en rust. Voor een middelgroot zoogdier dat eeuwenlang vervolgd werd en dus zeer schuw is, betekent dit de aanwezigheid van een ruim aanbod aan schuilplaatsen of 'otterholts'. Deze schuilplaatsen dienen een goede spreiding te kennen gezien de dieren, door de lineariteit van het leefgebied, op hun voedseltochten voortdurend (zowat dagelijks) zeer grote afstanden moeten afleggen. Het gros van de veelvuldig gefrequenteerde schuilplaatsen bevindt zich in de directe nabijheid van het water, maar voor het werpen van jongen trekt het vrouwtje meestal een eind landinwaarts om confrontaties met soortgenoten te ontlopen.

Als schuilplaatsen gebruikt de otter zowel natuurlijke of kunstmatige holle ruimtes als bovengrondse dichte vegetaties. Typische natuurlijke 'holts' worden gevormd door uitspoelingen van uitgebreide wortelgestellen van grotere bomen op de oever, of holtes onder wortelschijven van uitgewaaiden bomen. Ook worden soms bestaande holen van o.m. konijn of beverrat verder uitgewerkt. Kunstmatige ruimtes als duikers, nissen of deels afgesloten holle ruimtes onder bruggen of oeververstevingen worden echter evengoed gebruikt.

Een goede spreiding van dergelijke extra-veilige schuilplaatsen in de onmiddellijke bereikbaarheid van het water is ongetwijfeld van belang voor het kunnen voorkomen van de soort in regio's met nagenoeg permanente menselijke nabijheid zoals Vlaanderen. Toch lijkt het er sterk op dat otters liever bovengronds (d.i. in open lucht) blijven om hun pels sneller te laten drogen, zelfs in de winter. Wegens de relatief geringe vetreserves (een evolutionair compromis tussen enerzijds het behoud van hun beweeglijkheid, ook op het land, en anderzijds koude-isolatie – vergelijk met zeehonden) dienen zij immers veel tijd en energie te

steken in het voortdurend laten drogen en verzorgen van de pels. Dichte middelhoge oevervegetaties (rietkraag, zeggenruigte, braamstruweel, moerasbos...) met een behoorlijke oppervlakte zijn daarom essentieel. Deze dienen voldoende groot te zijn om ook buiten het vegetatie seizoen gebufferd te zijn tegen menselijke verstoring.

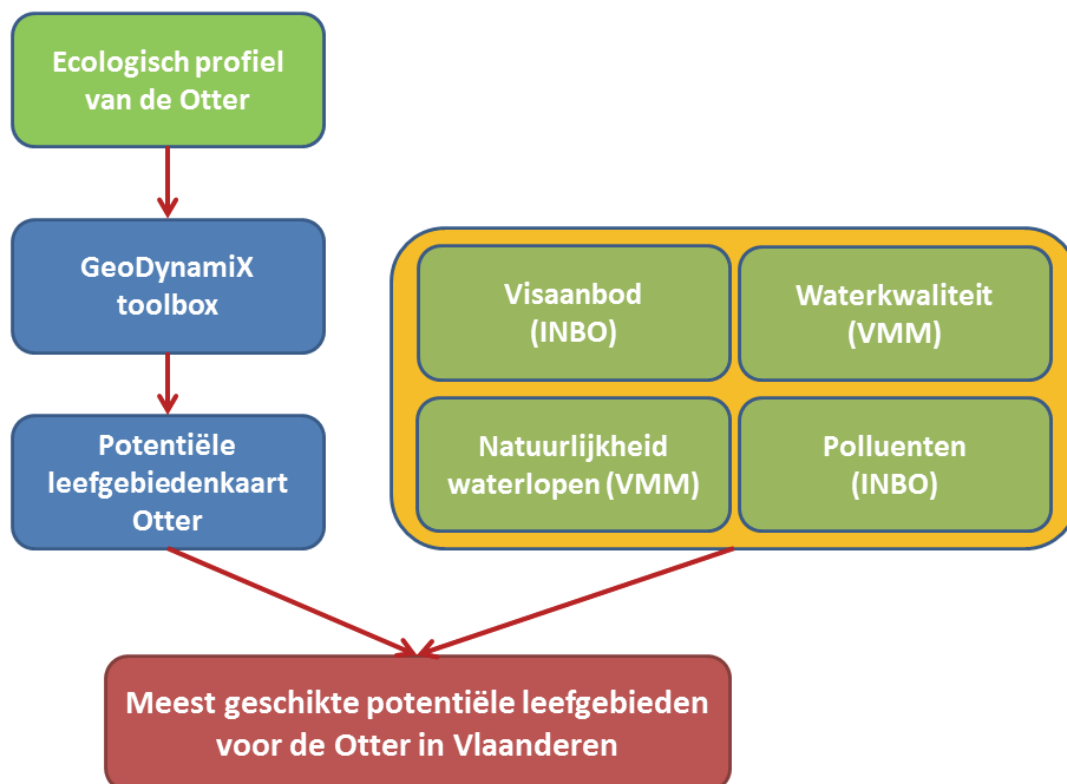
Zoals reeds aangehaald dienen gunstige zones geen continuüm te vormen over het gehele territorium, maar mogen deze meervoudig onderbroken zijn door minder gunstige plaatsen. Voedselrijke locaties die ruimtelijk kilometers ver van elkaar gescheiden zijn door ongunstig gebied op vlak van dekking (bv. kale oevers), kunnen dankzij de nachtelijke leefwijze toch relatief gemakkelijk worden gecombineerd. Bovendien hoeven dergelijke rijke voedsellocaties – 's nachts – niet noodzakelijk ter plaatse gecombineerd te zijn met gunstige rustzones. Ook deze kunnen ruimtelijk van elkaar gescheiden liggen. Als frappante illustratie van dit laatste bleek bv. dat otters 's nachts tot onder de brug over de Theems in London kwamen foerageren (med. S. Macdonald 1984).

3.5 ANALYSE POTENTIEEL HABITAT VOOR OTTER

Voor het bepalen van het potentieel leefgebied van de otter in Vlaanderen wordt in onderhavige analyse gefocust op de voedselbeschikbaarheid als basiscomponent. Hierbij wordt zowel naar kwantiteit als ecotoxicologische kwaliteit van het visbestand gekeken. De potentie van een leefgebied is namelijk sterk gerelateerd aan de risico's van vergiftiging via bioaccumulatie van reprotoxische polluenten doorheen de voedselketen van de otter. Bijgevolg dient hieraan voldaan te zijn – desgevallend met een zekere ruimtelijke discontinuïteit – opdat er de mogelijkheid zou bestaan dat otters zich er kunnen vestigen. Het voldaan zijn aan de bijkomende voorwaarden op het vlak van schuil- en rustplaatsen is, op schaal van Vlaanderen, niet concreet in detail na te gaan of te modelleren. Daarom wordt deze component meer globaal benaderd op basis van voorkomende vegetatietypes in de nabijheid van (visrijke) waters.

Een bijkomende moeilijkheid bestaat erin dat, gezien de grote individuele leefgebieden en de regelmatige verre verplaatsingen (ook over land), otters in het sterk versnipperde Vlaamse landschap actueel een hoog risico lopen op verkeerssterfte. Hoewel het zeer dichte wegennet daarbij een hypotheek legt op potentiële leefgebieden en hun mogelijke onderlinge verbindingen, gaat het hierbij veelal om concrete knelpuntlocaties, waarvoor in principe

natuurtechnische oplossingen kunnen worden geboden. Deze problematiek kan in onderhavige studie niet als zodanig op detailniveau geëvalueerd worden, maar dient voorwerp uit te maken van een lokaal inzoomen op concreet-praktische terreinsituaties.



Figuur 2 Work flow om te komen tot de meest geschikte potentiële leefgebieden voor de otter in Vlaanderen.

4.1 GDX-TOOLBOX

De GeoDynamix toolbox van het Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO – <https://vito.be/nl/landgebruik/landgebruik/geodynamix-op-weg-naar-een-beter-landgebruik>) maakt het mogelijk om op een zeer hoge resolutie (hier: 20 x 20 m²) gebieden af te bakenen die voldoen aan bepaalde voorwaarden. Als basis worden hiervoor een of meerdere rasterkaarten gebruikt. De basis voor deze toepassing van gdx is de Biologische Waarderingskaart (BWK). Speciaal voor deze toepassing is de gdx scripting taal uitgebreid met een raster-versie van de Biologische Waarderingskaart (BWK). Deze BWK rasterkaart is bijzonder omdat hij meerdere BWK-eenheden per rastercel kan bevatten. Daarnaast kunnen ook andere relevante verrasterde kaarten worden gebruikt (zie verder). Door het gebruik van kwantitatieve criteria voor de benodigde oppervlakte van verschillende biotooptypen en de afstanden ertussen wordt door de toolbox berekend waar aan deze criteria wordt voldaan. De toetsing van de berekende kaarten gebeurt, indien mogelijk, aan de hand van de gekende verspreiding van de soort. In een iteratief proces worden de criteria in het script (biotooptype, oppervlakten, afstanden,...) aangepast met behulp van actuele waarnemingen om zo de

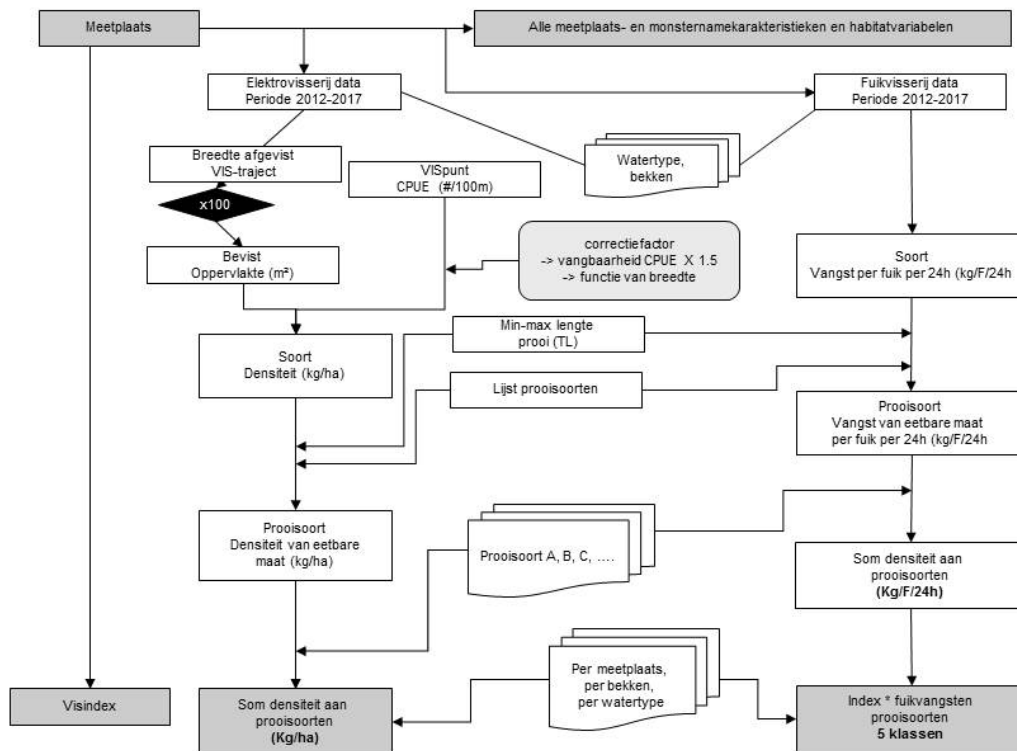
Er wordt gebruik gemaakt van de waterlopenkaart, zijnde de blauwe laag inclusief alle stilstaande wateren en de Biologische Waarderingskaart (Vriens et al. 2011) van Vlaanderen.

4.2 VISAANBOD

Zoals hoger aangehaald bestaat het hoofdaandeel van het voedsel van de otter uit vis. Om locaties af te bakenen met een voldoende groot visaanbod enerzijds en waterlopen met een goede viskwaliteit (visindex), wordt gebruik gemaakt van de data uit de V.I.S.-databank van het INBO (<https://vis.inbo.be/>).

4.2.1 **Visdensiteit**

De data gegenereerd voor de realisatie van de prooivisdensiteitskaart, werden verkregen uit het Meetnet Zoetwatervis en andere vismonitoringsprojecten van het INBO. De meetpunten omvatten zowel stromende rivieren en beken, kanalen, polderwaterlopen, en afgesloten meren of vijvers. Hiertoe werd een specifieke bevraging gedaan van de V.I.S.-databank. Het processchema van de bevraging staat schematisch weergegeven in Figuur 3. Enkel data verkregen aan de hand van elektrovisserij werden gebruikt. Data verkregen met andere bevissingstechnieken (fuiken, kieuwnetten...) zijn veel moeilijker te transformeren naar visdensiteiten.



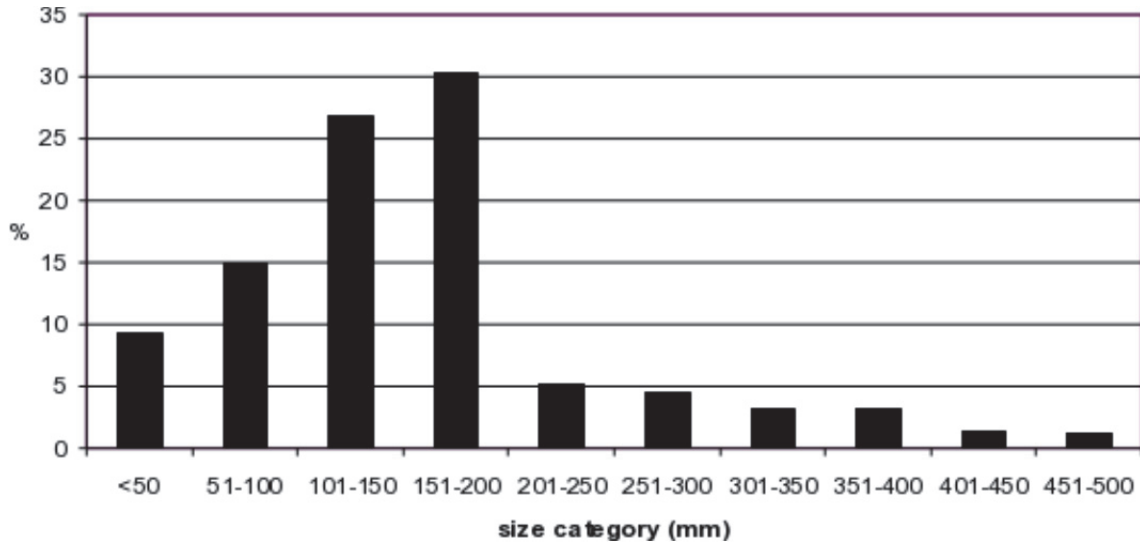
Figuur 3 Work flow voor het berekenen van de visdensiteit in de Vlaamse waterlopen.

Bij visbestandsopnames uitgevoerd door middel van elektrovisserij, worden apparaten van het type Deka 7000 gebruikt, gevoed door een 5 kW generator met een regelbare spanning variërend tussen 300 tot 500 V. De stroomstoot frequentie is 480 Hz. Dit wordt doorgaans uitgevoerd door een ploeg van 5 mensen, waarvan er twee, beide voorzien van een vangstelektrode, wadend door de waterloop vissen. Normaliter wordt de waterloop over de ganse breedte over een afstand van 100 m bevist. Bij grotere en bredere waterlopen wordt de bevissing uitgevoerd vanuit een boot en langs de oever over een afstand van 2 x 250 m (langs beide oevers). Voor meer informatie over de bevissingsmethodiek wordt verwezen naar Belpaire et al. (2000).

Data werden vervolgens per soort omgezet in densiteiten (kg/ha) rekening houdende met de breedte van de waterloop en de beviste oppervlakte en na aanpassen met een correctiefactor (vangbaarheidscoëfficiënt). Een lijst van potentiële proisoorten werd opgesteld (zie Appendix 2). Enkel deze werden in rekening gebracht bij berekening van de prooivisdensiteit. Otters richten zich doorgaans op vissen van eerder geringe afmetingen (cf. Mason & Macdonald 1986, Kruuk 1995). In het onderzoek van Gorgadze (2013) in Georgië bleek bv. dat kleinere individuen (< 20 cm) het grootste aandeel vormen met 81,2%, terwijl slechts 9,2% groter was



dan 30 cm, zie Figuur 4 (Gorgadze 2013). Ook Lanszki et al. (2015) stelden vast dat heel kleine vissen (< 100 g) het belangrijkste voedselitem was bij otters in Hongarije. Voor die soorten waarvan de lengte-range 50 cm overtreft, werden gevangen individuen boven 50 cm niet mee in rekening gebracht.



Figuur 4 De lengtefrequentieverdeling van de prooivis aangetroffen in het dieet van otter (Gorgadze 2013).

De data die werden gegenereerd uit de V.I.S.-databank leverden gegevens van 7463 beviste trajecten. Deze zijn afkomstig van elektrovisserij-bestandopnames die werden uitgevoerd door INBO tussen 2012 en 2017. De spreiding van deze resultaten is weergegeven in Tabel 1. De gebruikte grenswaarde voor geschikt otterbiotoop wordt vastgesteld op 90 kg/ha (zie hoger, Criel 1996).

Tabel 1 Het aantal meettrajecten van elektrovisserij met de spreiding van de berekende visdensiteiten.

	Aantal observaties	Minimum (kg/ha)	Maximum (kg/ha)	Gemiddelde (kg/ha)
Visdensiteit	7 463	0,0	4 000	12,5

4.2.2 Visindex

Een veel gebruikte methode om de kwaliteit van de visgemeenschap te evalueren en te integreren in één index is de IBI (Index of Biotic Integrity) of Visindex. Verschillende aspecten van de visgemeenschap kunnen relevant zijn voor het evalueren van de kwaliteit ervan. Het betreft onder meer soortendiversiteit, biomassa en lengte-frequentiedistributie. Deze factoren reflecteren namelijk de gezondheidstoestand van heel het aquatisch systeem, inclusief water- en habitatkwaliteit. Deze index werd voor het eerst ontwikkeld in de Verenigde Staten door Karr in 1981 en combineert typische kenmerken van de levensgemeenschap zoals soortendiversiteit, trofische samenstelling en biomassa.

De methode ter berekening van de visindex kan variëren naargelang het watertype. In Vlaanderen bestaat de IBI meestal uit 8 metrieken: totaal aantal soorten, gemiddelde tolerantie (gevoeligheid voor antropogene drukken), gemiddelde waarde voor typische soort, relatieve vertegenwoordiging van typische soorten, totale biomassa (kg/ha), gewichtspercentage van niet-inheemse soorten, trofische samenstelling en relatieve natuurlijke voortplanting (Belpaire et al. 2000, Breine et al. 2004). In sommige gevallen is de data te beperkt om alle metrieken te berekenen en wordt de IBI berekend op een deelset aan metrieken. De visindex wordt berekend als een EQR (Ecological Quality Ratio) en wordt onderverdeeld in 5 kwaliteitsklassen van slecht tot uitstekend.

4.3 WATERKWALITEIT

De waterkwaliteitsdata werden aangeleverd door de Vlaamse Milieumaatschappij. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de PIO 'Prati-index voor zuurstofverzadiging' en de BBI 'Belgische Biotische Index'. De meest recente metingen voor campagnes uitgevoerd in de periode 1998-2018 werden gebruikt.

4.4 NATUURLIJKHEID VAN DE WATERLOPEN

Naast de biologische en fysisch-chemische kwaliteit speelt ook de hydromorfologie of structuurkwaliteit van de waterloop een belangrijke rol in de ecologische toestand van oppervlaktewateren. Heterogeniteit in hydromorfologische kenmerken leidt tot de

aanwezigheid van meer verschillende biotopen. Dit zorgt op haar beurt voor een potentieel grotere diversiteit van dier- en plantensoorten in en nabij het water.

In het kader van het meetnet hydromorfologie worden door VMM sinds 2007, diverse parameters in kaart gebracht voor elke onbevaarbare waterloop van categorie I. De opgemeten variabelen zijn o.a. breedte en diepte van de waterloop, stroming, bodemsubstraat, beschaduwing, aanwezigheid van sedimentbanken, sliblaag, stroomkuilenpatroon, beddingvegetatie, dood hout, intensiteit van meanderingpatroon, barrières, oevererosie, natuurlijkheid van de oevers, oeverprofiel, etc. Op de bemonsterde locaties krijgt de waterloop een score voor elk van de variabelen. Deze scores werden gekoppeld met coördinaten en in een GIS-laag omgezet. Vervolgens werd de totale natuurlijkheidscore geplot op de potentiële leefgebiedenkaart voor de otter.

4.5 POLLUENTEN

4.5.1 Metalen

Voor de realisatie van de pollutentkwaliteitskaarten van metalen en persistente organische pollutenten werd gebruik gemaakt van de Vlaamse Palingpolluentendatabank. Deze databank steunt op de door INBO ontwikkelde internationale Eel Quality Database (EQD), een databank ontwikkeld binnen ICES Working Group on Eel om data met betrekking tot de kwaliteit van de Europese paling (*Anguilla anguilla*) te ontsluiten. De EQD ontsluit data met betrekking tot de aanwezigheid van pollutenten en pathogenen (zie ook Belpaire et al. 2011).

Deze data werden verzameld in het kader van het Vlaamse Palingpolluentenneetnet, een meetnet dat tussen 1994 en 2008 opereerde en de kwaliteit van paling over Vlaanderen gemonitord heeft. De meetpunten omvatten zowel stromende rivieren en beken, kanalen, polderwaterlopen, en afgesloten meren of vijvers. Deze gegevens werden aangevuld met data later verzameld in het kader van specifieke studies. Al deze data werden eerder gerapporteerd in diverse publicaties waaronder Goemans et al. (2003), Hoff et al. (2005), Belpaire & Goemans (2007), Belpaire (2008), Maes et al. (2005), Maes et al. (2008), Belpaire et al. (2008), Belpaire et al. (2011), Malarvannan et al. (2014), Van Ael et al. (2014).

Voor wat betreft metalen, werden enkel data van lood (Pb), cadmium (Cd) en kwik (Hg) gebruikt. Dit zijn de meest toxische, waarvoor ook grenswaarden voor otter beschikbaar zijn.

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

Tabel 2 geeft per pollutant een overzicht omtrent de periode waarin de data verzameld werden, alsmede informatie over het aantal meetplaatsen. De data zijn steeds gemiddelden van metingen in individuele palingen per meetplaats. Het aantal geanalyseerde palingen per meetplaats is variabel (3-10, gewoonlijk 5). In uitzonderlijke gevallen in het kader van specifieke studies werden een veel groter aantal palingen op één specifieke meetplaats geanalyseerd. In die gevallen waar data beschikbaar waren van verschillende metingen van één meetplaats gespreid over de tijd, werden de meest recente data gebruikt.

De bepaling van zware metalen gebeurde op het spierweefsel van paling (steeds op dezelfde plaats in het lichaam). Tussen 3 en 5 g staal werd na droging en denaturatie geanalyseerd op lood en cadmium via ICP-OES (Spectra AA-400 met Zeeman-correctie, Varian). De detectie limieten voor elk van deze metalen was 2 ng/g natgewicht. Kwik werd gekwantificeerd met behulp van AAS (AMA 254 kwikanalysator, Altec). Hg werd gedetecteerd als de concentratie hoger was dan 10 ng/g nat gewicht. Analyses werden uitgevoerd bij CODA (Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie, Tervuren, thans Sciensano) en Universiteit Antwerpen (Systemic Physiological and Ecotoxicological Research, Department of Biology). Kwaliteitsborging bestond uit de analyse van procedurele blanco's, reproduceerbaarheid en herhaalbaarheidstests, injectie van standaardoplossingen als onbekenden, en analyse van gecertificeerde referentie materiaal. Voor meer informatie in verband met de analysemethodiek en kwaliteitsborging wordt verwezen naar Maes et al. (2008).

Tabel 2 Het aantal meetplaatsen waarvoor data beschikbaar zijn per pollutant, alsook de spreiding van de analyseresultaten. De data werden verzameld tussen 1994 en 2008.

Polluent	Aantal meetplaatsen	Minimum (ng/g versgewicht)	Maximum (ng/g versgewicht)	Gemiddelde (ng/g versgewicht)
Cd	722	0,79	656	12,22
Pb	722	3	1 685	51,06
Hg	720	10	639	119
Dieldrin	701	0	238	12,2
Som PCB's	707	6,21	7 703	424
Som DDT's	701	1,17	1 103	82

Er zijn weinig data beschikbaar omtrent toxiciteitsdrempels voor cadmium en lood met betrekking tot otter. Weber (1987) stelde een drempel voor van 500 ng/g versgewicht gewicht voor cadmium en 2000 ng/g versgewicht voor lood. Eisler (1985) rapporteerde grenswaarden voor cadmium 13-15000 ng/g versgewicht voor, en voor lood 100000 ng/g versgewicht voor hogere trofische niveau's. Deze waarden werden echter te hoog bevonden door Boscher et al. (2010). Hij stelde voor de Luxemburgse waters een drempelwaarde voor cadmium voor van 50 ng/g versgewicht en 200 ng/g versgewicht voor lood. Dit zijn ook de grenswaarden die in deze studie zullen worden gehanteerd.

Boscher et al. (2010) geven een overzicht van wat er in de literatuur te vinden is voor kwik. Weber (1987) stelde voor de otter een kritisch niveau van kwik voor van 500 ng/g versgewicht. Mason (1982) en Chanin (2003) vermelden 300 ng/g versgewicht als veilig niveau. Hovens (1992) berekende dat een gemiddeld niveau van 100 ng/g versgewicht aanvaardbaar moet zijn voor otters op basis van het voedingspatroon van een gezonde populatie in Shetland. De voorgestelde limiet voor kwik van 100 ng/g versgewicht wordt door Boscher et al. (2010) als een aanvaardbare limiet beschouwd voor otter. Anderzijds bestaan er wettelijk vastgestelde normen voor kwik (Hg) en andere stoffen in aquatische biota, nl. EQS Biota-normen, bepaald door de Europese Commissie (Directive 2008/105/EC en Directive 2013/39/EU). Deze bedraagt volgens de Kaderrichtlijn Water voor Hg 20 ng/g versgewicht. Hovens (1992) adviseert een drempel voor Hg van 100 ng/g versgewicht. Deze norm is vastgelegd ter bescherming tegen chemische accumulatie in de voedselketen, met name van toproofdieren zoals vogels en zoogdieren, tegen risico's van secundaire vergiftiging door consumptie van besmette prooien.

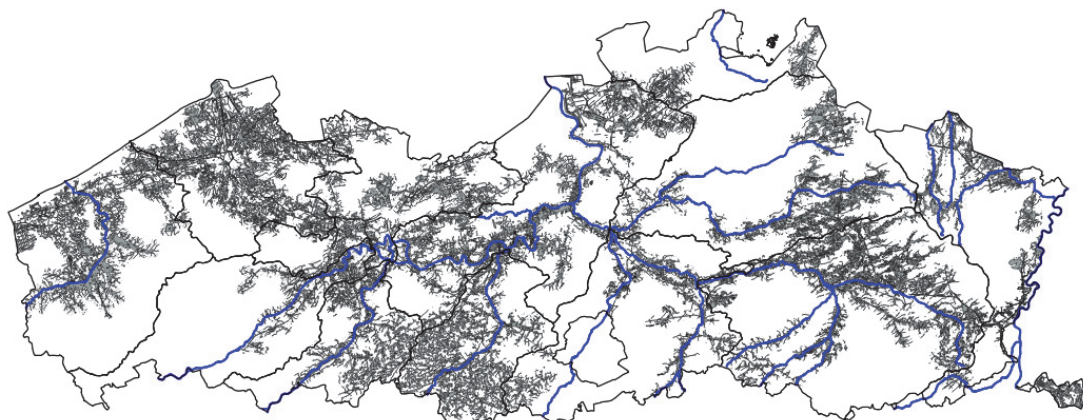
4.5.2 Persistente organische polluenten

Wat de persistente organische polluenten (POPs) betreft, werden enkel data van PCB's en DDT's in beschouwing genomen. Deze stoffen zijn bekend omwille van hun hoge toxiciteit. Van deze polluenten is er een min of meer gebiedsdekkende dataset beschikbaar. Van andere stoffen (zoals gebromeerde vlamvertragers (PBDE's, HBCD, ...), dioxines, ...) is eveneens bekend dat ze een hoge toxiciteit vertonen, en van sommige zijn ook grenswaarden beschikbaar voor effecten op de mens of toppredatoren. Deze gegevens werden echter niet gebruikt voor kaartmateriaal op niveau Vlaanderen omwille van de vrij beperkte dataset (Geeraerts et al. 2011, Malarvannan et al. 2014). Doch ook hier kan de spreiding van deze data een idee geven van hun voorkomen en potentiële effecten op de otter in Vlaanderen. Som

5 RESULTATEN

5.1 POTENTIËLE LEEFGEBIEDENKAART VOOR DE OTTER IN VLAANDEREN

In Figuur 5 wordt de kaart weergegeven die werd bekomen met het gdx-script, met 1000 ha als minimaal vereiste oppervlakte van clusters van geschikte karteringseenheden, onderling maximaal 1000 m van elkaar verwijderd (cf. hoger). Informatie over de hoeveelheid geschikte oppervlakte aan de overkant van de grens (bv. Voerstreek en Grensmaas) werd niet meegerekend. Bijgevolg is er een onderschatting van geschikt oppervlak aan de grens. Voor de waterlopen die de grens zelf volgen (Voerstreek en Grensmaas), werd een correctie uitgevoerd. Het resultaat van een tweede script dat hier rekening mee houdt, werd aan onderstaande kaart toegevoegd voor dat deel van Vlaanderen.

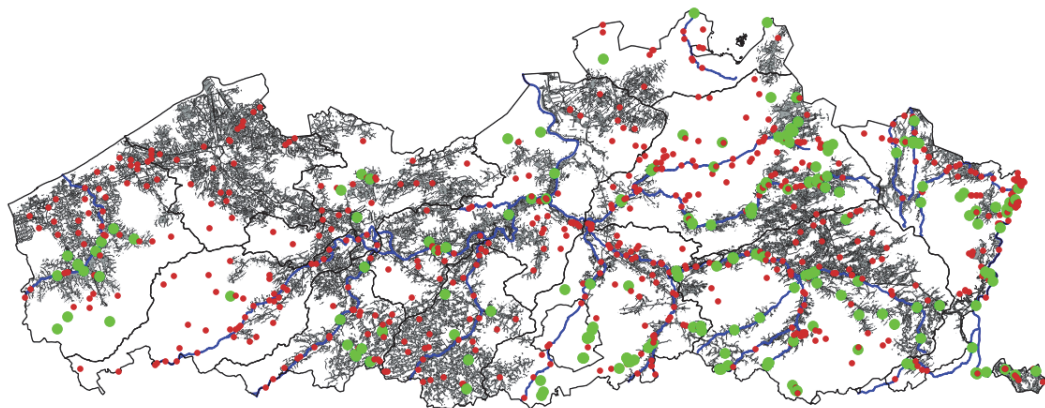


Figuur 5 Potentiële leefgebiedenkaart voor de otter in Vlaanderen met een minimum oppervlakte van 1000 ha. (correcte kaarten: europeseotter_leefgebied.shp + europeseotter_leefgebied333ha_grensmaas.shp).

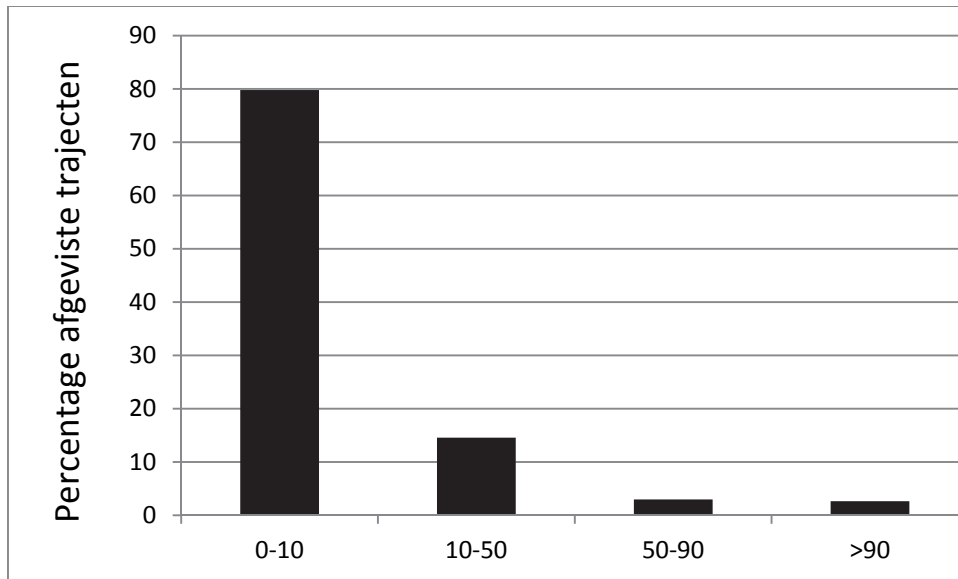
5.2 VISDENSITEIT EN VISINDEX

5.2.1 Vidsensiteit

Aangezien er geen gebiedsdekkende kaarten bestaan van de hoeveelheid vis in de Vlaamse rivieren, werden de data gegenereerd door de afvissingen van het visteam van het INBO a posteriori op de potentiële leefgebiedenkaarten geplot (<https://vis.inbo.be/>; Figuur 6). Enkel vissen die ook effectief als prooi worden gebruikt (< 50 cm) door de otter werden in beschouwing genomen. Zoals hoger aangegeven wordt in deze studie er vanuit gegaan dat de otter minimaal 90 kg vis/ha nodig heeft om duurzaam te kunnen overleven, i.e. zonder het visbestand schade toe te brengen.



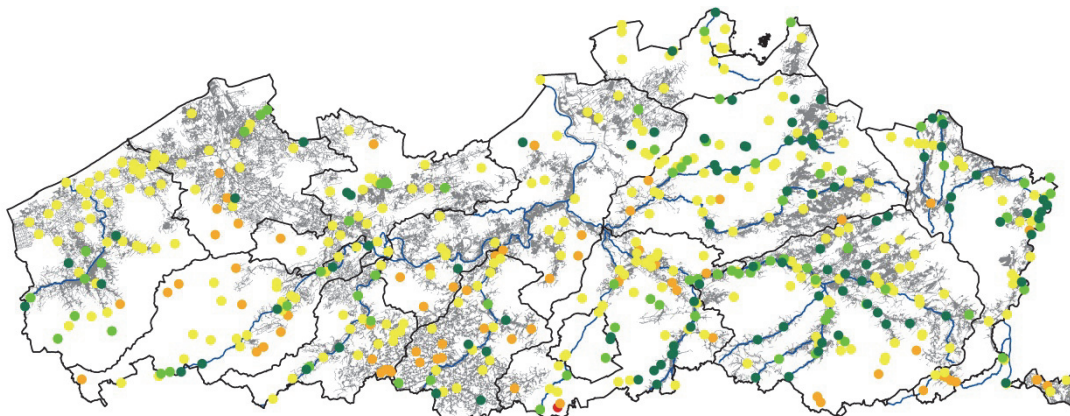
Figuur 6 Potentiële leefgebiedenkaart voor de otter in Vlaanderen met daarop de hoeveelheid vis (kg/hectare) in de door het INBO afgeviste wateren. Rood = <90 kg vis/ha; groen = >90 vis kg/ha.



Figuur 7 Visdensiteit (kg/ha) berekend op basis van de elektrovisserij van INBO (N=7463). Grenswaarde voor goed foerageergebied voor otter = 90 kg/ha.

Uit de kaart (Figuur 6) en het histogram (Figuur 7) blijkt duidelijk dat de berekende visdensiteit op veel plaatsen ontoereikend is voor een duurzame otterpopulatie. Van slechts 2,7% van de afgeviste trajecten was de berekende visdensiteit > 90 kg/ha. Een belangrijke kanttekening hierbij is echter dat bij het bepalen van de visdensiteit aan de hand van elektrovisserijvangsten, de foutmarge zeer aanzienlijk kan zijn. De meeste bestandsopnames zijn data van één passage, en de vangstefficiëntie is in grote mate afhankelijk van de lokale karakteristieken van de meetplaats (denk aan stroomsnelheid, diepte, turbiditeit, geleidbaarheid, temperatuur...). Ook de beviste afstand is meestal onvoldoende om een volledig beeld van de visstand te verkrijgen. Een traject van 100 m zal doorgaans slechts 50-75% van de soorten aantonen (Van Liefferinge et al. 2010).

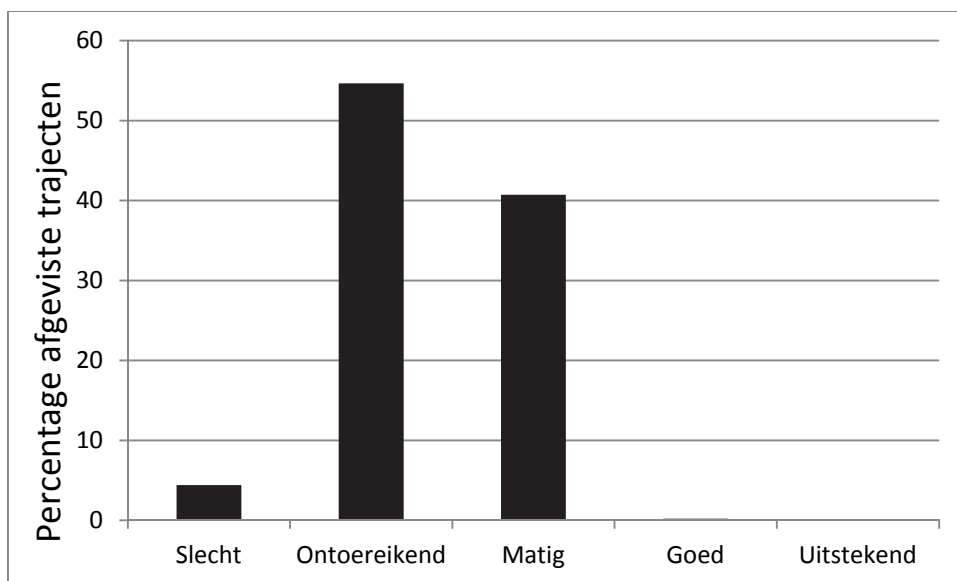
5.2.2 Visindex



Figuur 8 Potentiële leefgebiedenkaart voor de otter in Vlaanderen met daarop de visindex van de door het INBO afgeviste wateren. Oranje = slecht, geel = ontoereikend, lichtgroen = matig , donkergroen = goed.

Daar waar de visdensiteit informatie geeft over de hoeveelheid vis in een waterlichaam, houdt de IBI (Index of Biotic Integrity) of Visindex rekening met verschillende aspecten van de visgemeenschap. Aan de hand van de Visindex kan de kwaliteit van de visgemeenschap worden geëvalueerd. Een waterloop met hoge visdensiteit heeft daarom niet altijd een hoge IBI-waarde. De aanwezigheid van exoten bijvoorbeeld kan een negatief effect hebben op de IBI, terwijl de densiteit wel hoog kan zijn. De visindex voor de door INBO afgeviste wateren is weergegeven in Figuur 8.



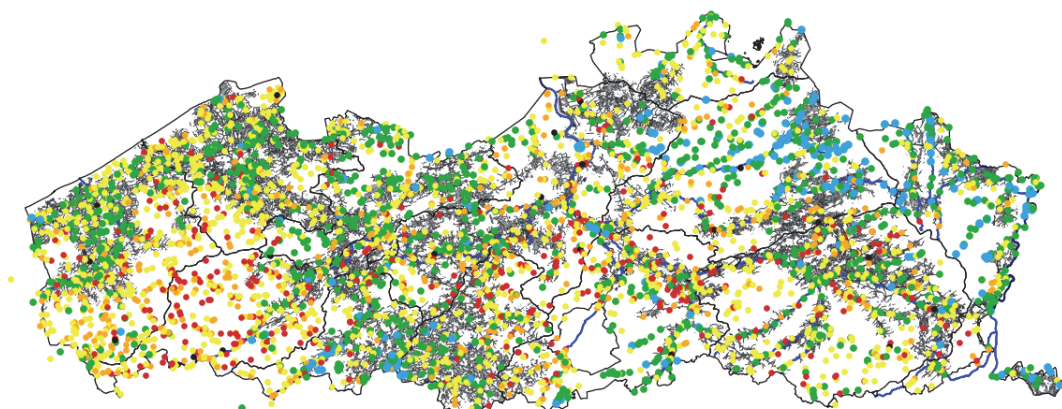


Figuur 9 Visindex kwaliteitsklassen berekend op basis van de INBO bestandopnames (N=4668).

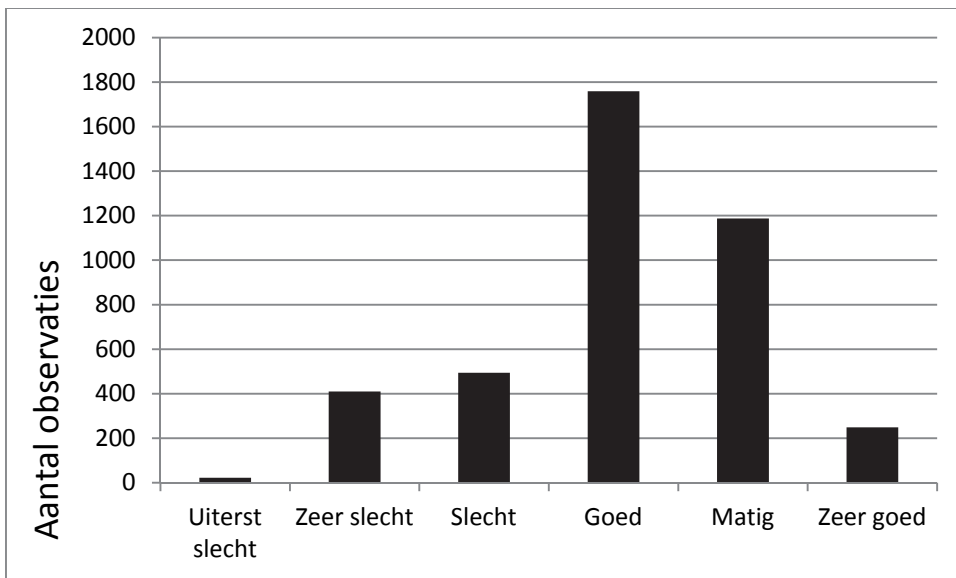
Op 4668 trajecten waarvan de visindex kon bepaald worden was 95,4% ontoereikend of matig. Geen enkel water scoorde uitstekend. Slechts 0,2% scoorde goed (Figuur 9).

5.3 WATERKWALITEIT

De biotische index (BBI) voor de Vlaamse waterlopen die werd bepaald tussen 1989 en 2018 is weergegeven in Figuur 10. De scores gaan van uiterst slechte kwaliteit (zwart) over zeer slechte kwaliteit (rood), slechte kwaliteit (oranje), matige kwaliteit (geel) en goede kwaliteit (groen) naar zeer goede kwaliteit (blauw). De verdeling van de gegevens over de kwaliteitsklassen is weergegeven in een histogram (Figuur 11).

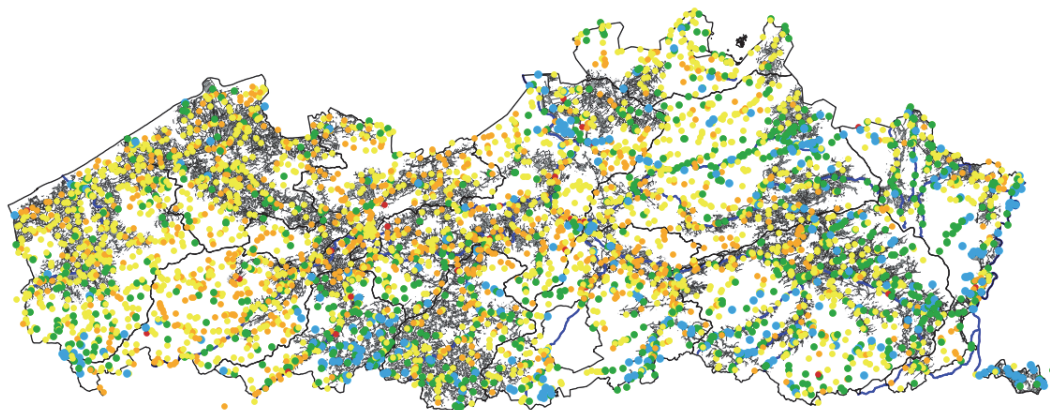


Figuur 10 Waterkwaliteitskaart Vlaanderen op basis van BBI (Bron: VMM). Zwart = uiterst slechte kwaliteit, rood = zeer slechte kwaliteit, oranje = slechte kwaliteit, geel = matige kwaliteit, groen = goede kwaliteit, blauw = zeer goede kwaliteit.

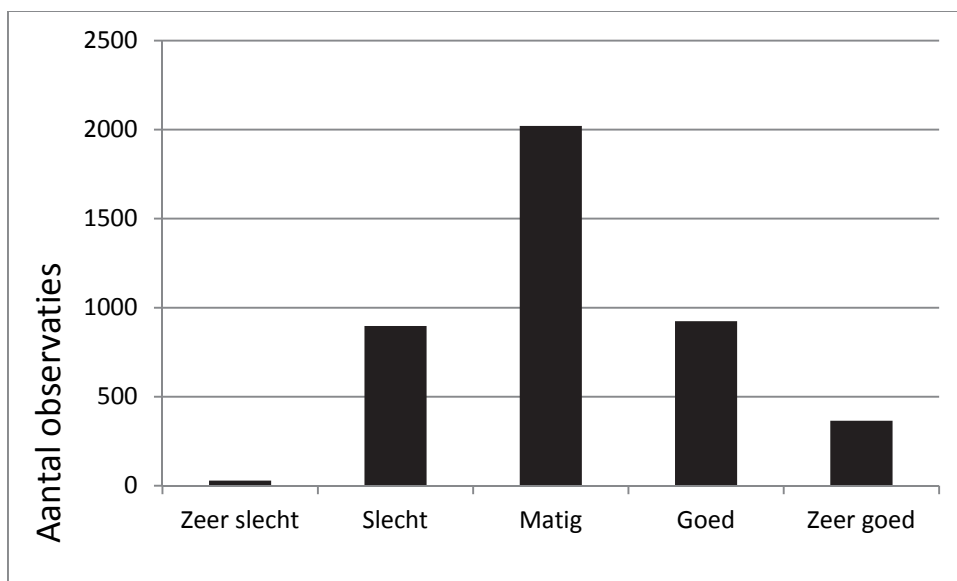


Figuur 11 Frequentiedistributie van de BBI gegevens voor Vlaanderen tussen 1989 en 2018 van Uiterst slecht naar Zeer goed (Bron: VMM).

De Prati-index zuurstof (PIO) die werd bepaald voor Vlaanderen tussen 1989 en 2018 is weergegeven in Figuur 12. De scores lopen van rechts naar links van zeer slechte kwaliteit (rood) over slechte kwaliteit (oranje), matige kwaliteit (geel) en goede kwaliteit (groen) naar zeer goede kwaliteit (blauw). De verdeling van de gegevens over de kwaliteitsklassen is weergegeven in een histogram (Figuur 13).



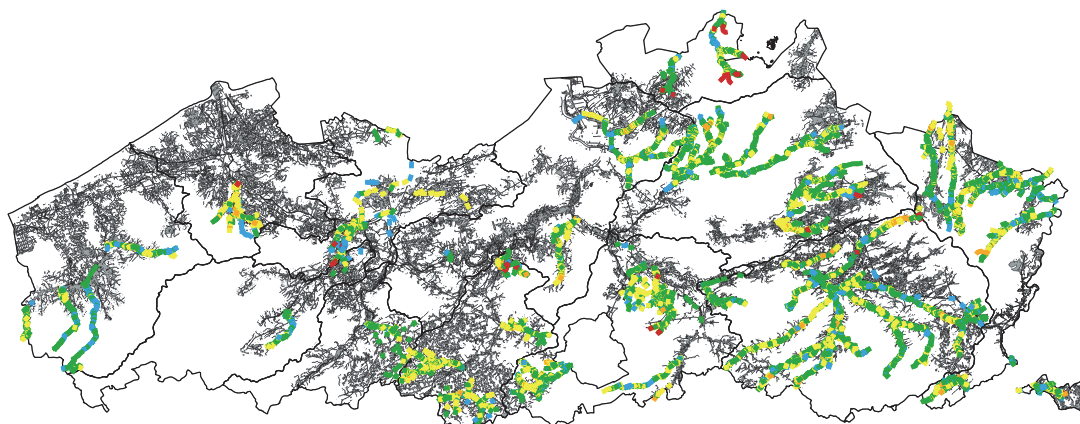
Figuur 12 Waterkwaliteitskaart Vlaanderen op basis van PIO (Bron: VMM). Rood = zeer slechte kwaliteit, oranje = slechte kwaliteit, geel = matige kwaliteit, groen = goede kwaliteit, blauw = zeer goede kwaliteit.



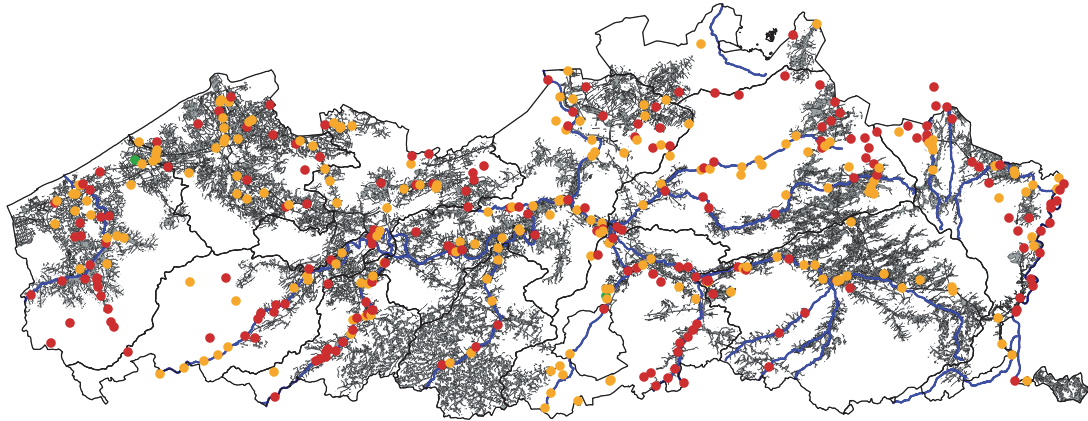
Figuur 13 Frequentiedistributie van de PIO gegevens voor Vlaanderen tussen 1989 en 2018 van Zeer slecht naar Zeer goed (Bron: VMM).

5.4 NATUURLIJKHEID VAN RIVIEREN

De door VMM verzamelde gegevens i.v.m. de natuurlijkheid van de rivieren in Vlaanderen, zijnde de hydromorfologie of structuurkwaliteit van de waterlopen die een belangrijke rol speelt in de ecologische toestand van oppervlaktewateren, werden in een GIS-laag verwerkt en op de potentieel-geschikte leefgebiedenkaart gelegd. Een rode kleur betekent een slechte natuurlijkheid van de waterloop, terwijl lichtblauw een uitstekende natuurlijkheid weergeeft. Op de kaart (Figuur 14) is te zien dat de meerderheid van de bemonsterde locaties matig (geel) tot goed (groen) scoort. Uitstekende natuurlijkheid wordt voornamelijk aangetroffen in het IJzerbekken, Beneden-Scheldebekken, Demerbekken en Maasbekken.



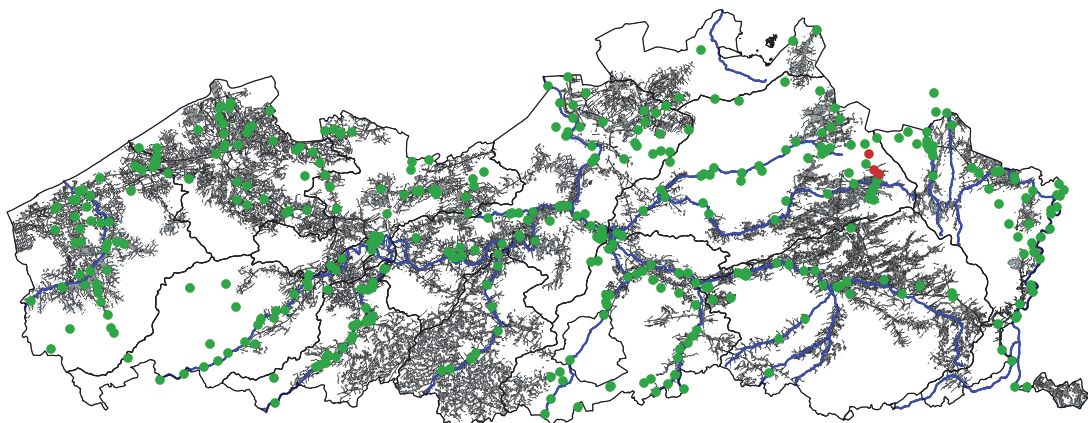
Figuur 14 Natuurlijkheid van de onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen (bron: VMM) van slecht (rood) naar uitstekend (blauw).



Figuur 16 Concentratie aan kwik (Hg) in Paling (in ng/g versgewicht). Rood is >100ng/g, oranje 20- 100 ng/g, groen <20 ng/g. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.

5.5.1.3 Lood

Figuur 17 toont de concentratie aan lood in paling in Vlaanderen. Hierbij werd een bovengrens van 200 ng/g versgewicht aangehouden opdat een duurzame otterpopulatie zou kunnen bestaan. Op de 722 metingen uitgevoerd tussen 1994 en 2008 waren er 700 meetwaarden (97,0%) onder de lood grenswaarde van 200 ng/g versgewicht. 22 meetwaarden (of 3,0%) lagen boven de grenswaarde voor een leefbare otterpopulatie. Indien enkel de meest recente meetwaarden in beschouwing worden genomen, is op heden enkel het Kanaal van Beverlo boven de lood grenswaarde en dus op basis van deze parameter niet geschikt.

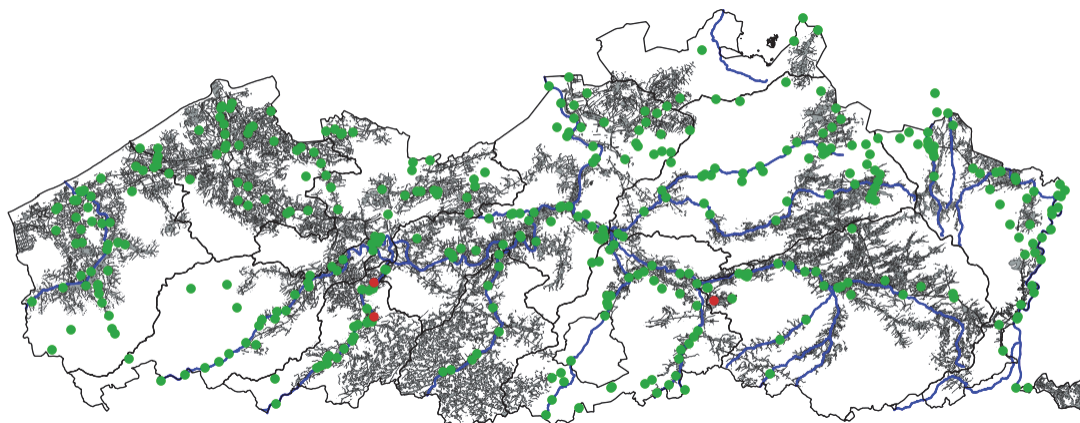


Figuur 17 Concentratie aan lood (Pb) in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde van 200 ng/g, rood erboven. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.

5.5.2 Persistente organische polluenten

5.5.2.1 DDT

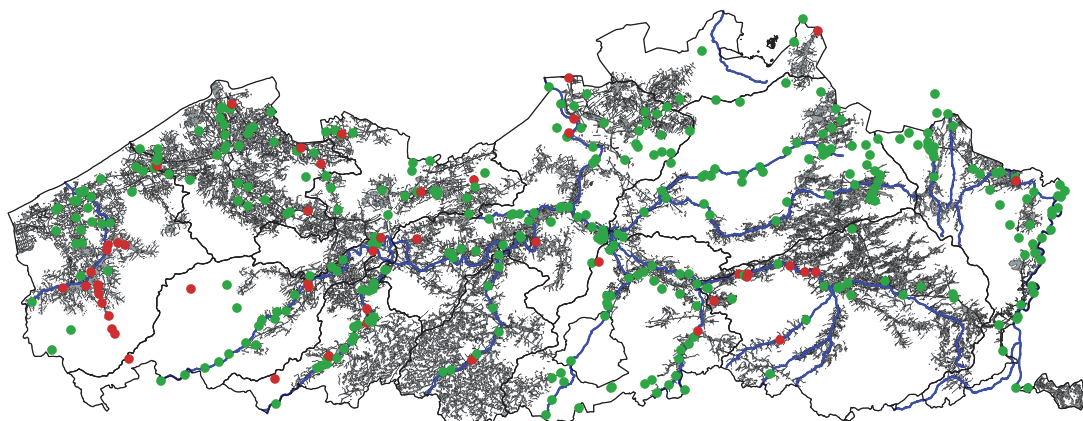
Figuur 18 toont de concentratie aan DDT in paling in Vlaanderen. Hierbij werd een bovengrens van 490 ng/g versgewicht gerespecteerd opdat een duurzame otterpopulatie zou kunnen bestaan. Op de 701 metingen uitgevoerd tussen 1994 en 2008 waren er 694 meetwaarden (99,0%) onder de Som DDT grenswaarde van 490 ng/g versgewicht. Zeven meetwaarden (of 1,0%) lagen boven de grenswaarde voor een leefbare otterpopulatie. Indien enkel de meest recente meetwaarden in beschouwing worden genomen, worden overschrijdingen enkel teruggevonden in enkele Oude-Scheldearmen in Oost-Vlaanderen en de Winge (Vlaams-Brabant).



Figuur 18 Concentratie aan DDT in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde van 490 ng/g, rood erboven. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.

5.5.2.2 Dieldrin

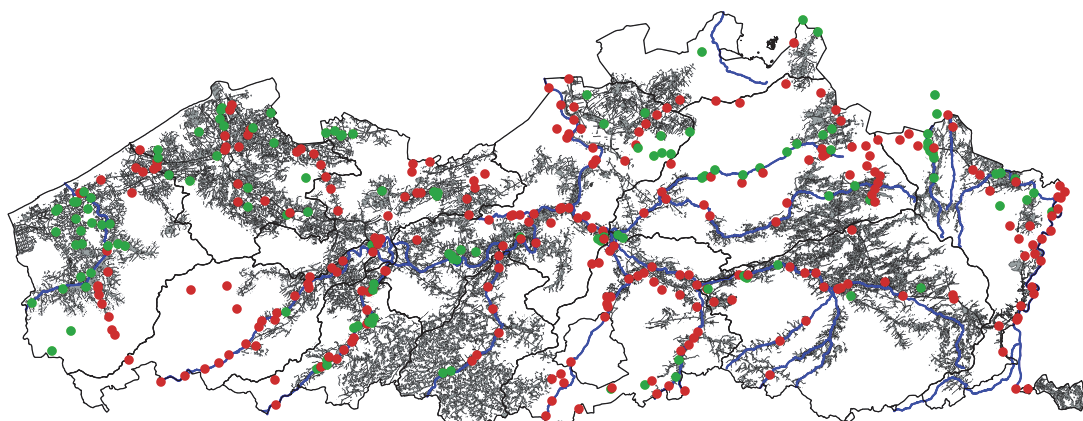
Figuur 19 toont de concentratie aan dieldrin in paling in Vlaanderen. Hierbij werd een bovengrens van 30 ng/g versgewicht aangehouden opdat een duurzame otterpopulatie zou kunnen bestaan. Op de 701 metingen uitgevoerd tussen 1994 en 2008 waren er 616 meetwaarden (87,9%) onder de dieldrin grenswaarde (groen) van 30 ng/g versgewicht. 85 meetwaarden (of 12,1%) lagen boven de grenswaarde (rood) voor een leefbare otterpopulatie.



Figuur 19 Concentratie aan dieldrin in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde van 30 ng/g, rood erboven. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.

5.5.2.3 PCB

Figuur 20 toont de concentratie aan PCB's in paling in Vlaanderen. Hierbij werd een bovengrens van 145 ng/g versgewicht gerespecteerd opdat een duurzame otterpopulatie zou kunnen bestaan. Van de 707 meetwaarden uitgevoerd tussen 1994 en 2008 waren er slechts 113 meetwaarden (16,0%) onder de drempel PCB's van 50 ng/g versgewicht (groen) voor reproductieve effecten. 153 meetwaarden (of 21,6%) lagen tussen 50 en 145 ng/g versgewicht (oranje) en 441 meetwaarden (62,4%) situeerden zich boven de drempel van 145 ng/g versgewicht (rood) voor de overleving van de otter.



Figuur 20 Concentratie aan PCB's in Paling (in ng/g versgewicht). Groen is onder de grenswaarde, rood boven de drempel van 145 ng/g versgewicht voor de overleving van de otter. Enkel de meest recente meetwaarde is aangegeven.

6 MEEST GESCHIKTE POTENTIËLE LEEFGEBIEDEN VOOR DE OTTER IN VLAANDEREN

In het ecologisch profiel werd 1400 – 2500 ha gehanteerd als richtinggevende oppervlakte van een individuele otter-home range. Er werd meegegeven dat dit een ruwe maat is, onder meer omdat er een behoorlijk verschil kan optreden naargelang het biotooptype, zoals lineair versus oppervlakte-vormig. Lineaire territoria kunnen, vooral bij de mannetjes, zeer grote afstanden overbruggen (tot 40 km), oppervlakte-vormige territoria kunnen tot enkele tientallen km² beslaan. Territoria van mannetjes overlappen daarbij deze van enkele vrouwtjes. Vanuit deze globale achtergrondinformatie, en tegelijk rekening houdend met de uitgesproken habitatversnippering op het terrein (cf. ruimtelijke ordening), wordt 100 km² (10 000 ha) als minimale voortplantingseenheid of populatiekern voor otters in Vlaanderen gehanteerd: d.i. een cluster van enkele territoriumhouders – een tiental dieren – die regelmatig met elkaar in contact staan. Dergelijke clusters of kernen moeten toelaten dat stochastische gebeurtenissen, zoals bv. het plots wegvallen van een dominant dier door verkeerssterfte, niet meteen een determinerende impact hoeven te hebben op het lokaal voorkomen van otter in een gebied.

Het is duidelijk dat, voor een leefbare metapopulatie, een veelvoud van dergelijke territoriumclusters of populatiekernen noodzakelijk is – tussen dewelke bovendien (af en toe) uitwisseling van individuele dieren moet mogelijk zijn. Gebaseerd op Mergeay (2012) wordt in Van Den Berge & Gouwy (2017) voor Vlaanderen een adulte populatiegrootte van ca. 400 individuen vooropgesteld (als aandeel van een totale adulte populatiegrootte van 2438 dieren voor de regio België, Nederland, GH-Luxemburg en NW-Duitsland) om vanuit genetisch aspect te voldoen aan een gunstige of ‘duurzame’ populatietoestand. Verder rekenend op basis van de (ruwe) schatting van een tiental dieren per voortplantingseenheid van ca. 100 km², noopt dit tot een 40-tal van dergelijke territoriumclusters (vergelijk: oppervlakte Vlaanderen = 13 500 km²).

Het bewerkstelligen of faciliteren van uitwisselingen tussen territoriumclusters (op middellange termijn) is evenwel een andere doelstelling dan het kunnen consolideren (op korte termijn) van een gebied als succesvol voortplantingsgebied. In deze fase van beginnend herstel van een Vlaamse otterpopulatie wordt daarom in eerste instantie gefocust op het

detecteren van potentieel geschikte leefgebieden, gebaseerd op een combinatie van gunstige situaties van de hoger weergegeven evaluatiecriteria. Het consolideren van dergelijke voortplantingsgebieden, als 'source-gebieden' voor de toekomst, biedt de beste en noodzakelijke garantie voor verdere rekolonisatie (Reuther 1996).

6.1 GESCHIKTHEID PER BEKKEN

Zoals reeds beschreven zijn naast de beschikbare oppervlakte (dat voldoet aan verschillende criteria zoals vegetatie, landgebruik, natuurlijkheid oevers, etc.), ook de hoeveelheid voedsel en de kwaliteit daarvan van groot belang voor het in stand houden van een leefbare populatiekern van otters. Uit alle parameters die werden aangewend in deze studie, kunnen de bekkens worden gedistilleerd die op heden het meeste potentieel hebben voor het herbergen van zo'n populatiekern. Hierbij wordt gekeken naar enerzijds de beschikbare oppervlakte, en anderzijds de visdensiteit en de meest belastende polluenten die worden aangetroffen in prooidieren voor otter. Figuur 22 geeft een overzicht van de bekkens in Vlaanderen.



Figuur 22 Overzicht van Vlaanderen met de hoofrivieren en de bekkens.

In Tabel 3 zijn per bekken het oppervlak potentieel geschikt leefgebied voor otter in Vlaanderen weergegeven. In het Demerbekken blijkt de grootste absolute oppervlakte potentieel geschikt leefgebied aanwezig te zijn. Wanneer voor de verschillende bekkens 10 000 ha als ondergrens wordt beschouwd als noodzakelijke oppervlakte voor een minimum aantal met elkaar in contact staande territoria, blijken er drie bekkens af te vallen: het Leiebekken, het Boven-Scheldebekken en het Dijlebekken. Deze kunnen echter aansluiten op

Franse en Waalse bekkens, waardoor deze mogelijk alsnog potentieel hebben. Ook kunnen dergelijke kleinere gebieden eventueel wel een, of een paar, al dan niet tijdelijke territoria herbergen.

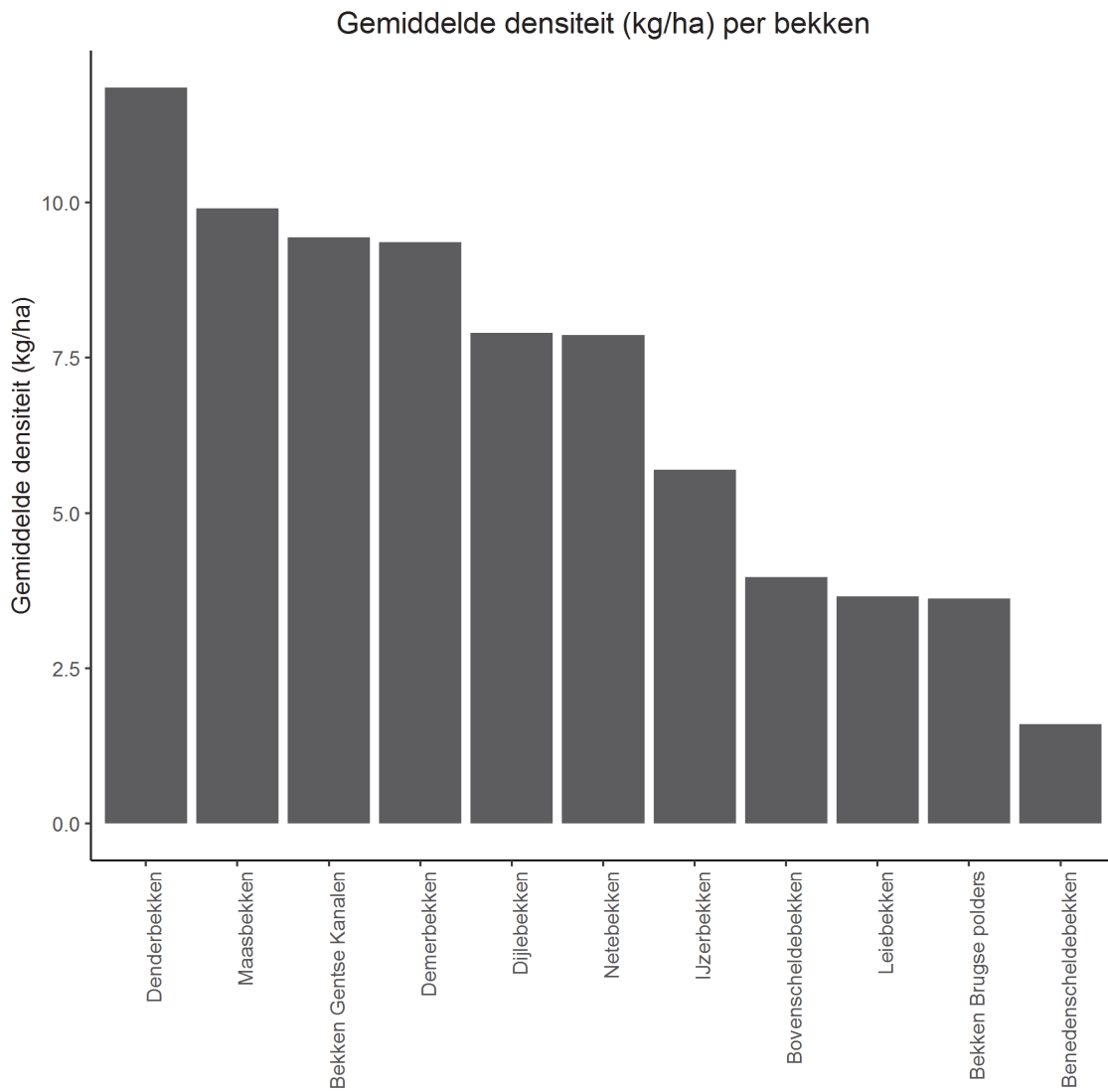
Tabel 3 Oppervlakte potentieel geschikt leefgebied per bekken in Vlaanderen.

Bekken	Potentieel oppervlakte (ha)	Totale oppervlakte (ha)	Potentieel t.o.v. totale oppervlakte (%)
Demerbekken	23 240	191 629	12,1
Beneden-Scheldebekken	21 792	170 109	12,8
Bekken Brugse polders	18 500	104 429	17,7
Netebekken	18 248	167 586	10,9
Maasbekken	16 600	160 159	10,4
Denderbekken	15 334	70 869	21,6
Ijzerbekken	14 735	137 860	10,7
Bekken Gentse kanalen	14 631	91 794	15,9
Dijlebekken	9 093	112 229	8,1
Boven-Scheldebekken	7 820	57 696	13,6
Leiebekken	3 372	98 300	3,4

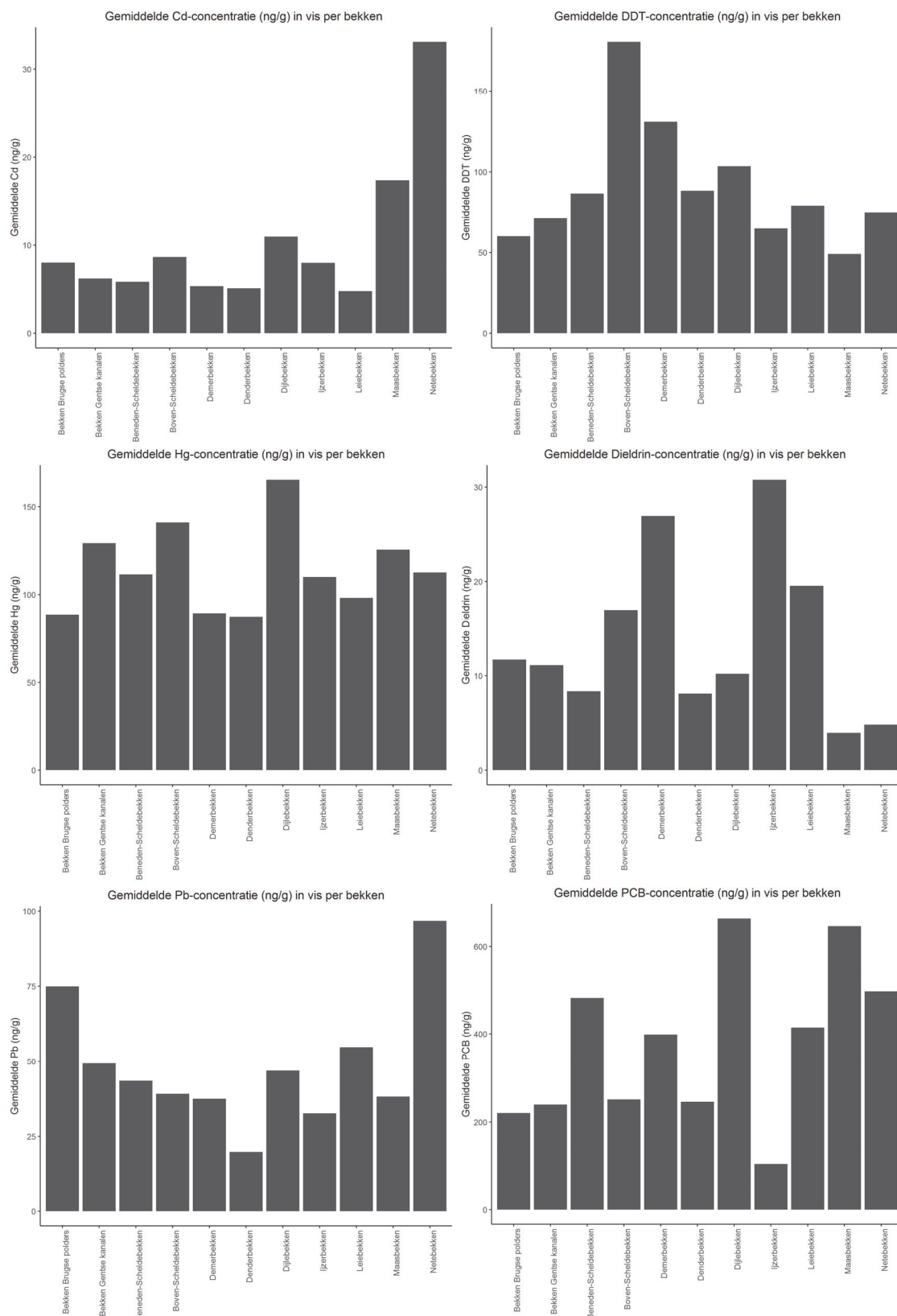
Figuur 23 toont de bekkens volgens aflopende visdensiteit. Figuur 24 geeft de concentraties van de voornaamste polluenten die worden aangetroffen in proovis (Cd, Hg, Pb, DDT, Dieldrin en PCB). Deze gegevens worden tevens tezamen met het potentieel oppervlak per bekken voorgesteld in Tabel 4. De hoogste visdensiteiten worden aangetroffen in het Denderbekken, het Maasbekken, het bekken Gentse kanalen en het Demerbekken. Het Boven-Scheldebekken, Beneden-Scheldebekken, Leiebekken en bekken Brugse polders blijken minder interessant wegens te weinig vis.

In de resultaten van de polluenten in proovis bleek dat geen enkele waterloop geschikt is voor otter. Hg en PCB's zijn nog ver boven hun grenswaarden aanwezig in proovis in nagenoeg alle bekkens. De gegevens waarop hiervoor werd gebaseerd, dateren van 2008 of daarvoor. Een trendanalyse tussen 1994 en 2007 heeft kunnen aantonen dat de gehalten aan PCB's en sommige organochloorpesticiden significant dalen. Ook de gehalten van sommige metalen (lood, arseen, nikkel en chroom) bleken in paling af te nemen. Dit was evenwel niet het geval voor cadmium en kwik (Maes et al. 2008). Anderzijds dient opgemerkt dat een aantal nieuwere

stoffen dan weer toegenomen zijn, maar hun potentiële negatieve effecten zijn minder bekend.



Figuur 23 Gemiddelde visdensiteit per bekken (aflopend van links naar rechts).



Figuur 24 Weergave van de concentraties van de belangrijkste polluenten in proovis (linkerkolom van boven naar onder Cd (cadmium), Hg (kwik) en Pb (lood), in de rechterkolom van boven naar onder DDT, Dieldrin en PCB) per bekken (van links naar rechts: Bekken Brugse polders, Bekken Gentse kanalen, Beneden-Scheldebekken, Boven-Scheldebekken, Demerbekken, Denderbekken, Dijlebekken, IJzerbekken, Liebekken, Maasbekken en Netebekken).

Tabel 4 Overzicht van potentieel oppervlak, gemiddelde visdensiteit (kg/ha), gemiddelde concentratie Cd, Hg, Pb, DDT, Dieldrin en PCB (ng/g) per bekken. De beste waarden (en niet per se deze die voldoen aan de criteria), zijn in vet gezet.

Bekken	Potentieel Oppervlak	Gem visdensiteit (kg/ha)	Gem Cd (ng/g)	Gem Hg (ng/g)	Gem Pb (ng/g)	Gem DDT (ng/g)	Gem Dieldrin (ng/g)	Gem PCB (ng/g)
Demerbekken	23 240	9,36	5,30	89,33	37,48	130,82	26,96	398,61
Beneden-Scheldebekken	21 792	1,60	5,79	111,46	43,46	86,22	8,37	481,77
Bekken Brugse polders	18 500	3,62	8,04	88,65	74,91	60,12	11,72	220,38
Netebekken	18 248	7,86	33,11	112,54	96,82	74,55	4,79	497,00
Maasbekken	16 600	9,90	17,38	125,47	38,20	49,10	3,93	645,35
Denderbekken	15 334	11,85	5,06	87,43	19,63	87,94	8,12	245,06
Ijzerbekken	14 735	5,70	8,01	110,01	32,64	64,86	30,77	103,43
Bekken Gentse kanalen	14 631	9,44	6,15	129,05	49,24	71,08	11,11	239,00
Dijlebekken	9 093	7,90	10,97	165,30	46,82	103,49	10,21	662,43
Boven-Scheldebekken	7 820	3,97	8,66	141,17	39,15	180,60	16,96	250,77
Leiebekken	3 372	3,66	4,74	98,07	54,69	78,65	19,53	414,90

Wanneer met al deze factoren en beschouwingen rekening wordt gehouden, komen er uit de analyse vier gebieden naar voor die voldoende groot zijn, voldoende vis bevatten, en niet te veel vervuild zijn: het Demerbekken, het Maasbekken, het bekken Gentse kanalen en het Denderbekken (Tabel 4). Het Demerbekken beschikt over het meeste potentiële oppervlak voor otter en bevat vrij veel vis, maar heeft nog te kampen met hoge concentraties pollutanten (DDT, Dieldrin en PCB's). Het bekken Gentse kanalen staat er min of meer gelijk voor met een hoge concentratie Hg, Dieldrin en PCB's. Proovis in het Maasbekken bevat de hoogste concentratie Cd en PCB's. Het Denderbekken scoort op alle criteria behalve PCB's vrij goed.

Deze gegevens moeten tezamen en met enig voorbehoud worden geïnterpreteerd. Het Beneden-Scheldebekken blijkt op basis van beschikbaar oppervlak tot een van de meeste geschikte bekkens te behoren in Vlaanderen. De visdensiteit zou er globaal echter de laagste zijn. Toch is dit het (enige) bekken waarvan met zekerheid bekend is dat er, tot op heden en minstens sinds 2014, otter is gevestigd.. Het bemonsteren van visdensiteit op grote plassen en

waterlopen zoals de Schelde is mogelijk onderhevig aan een grotere fout dan kleinere waterlopen. Bepaalde deelgebieden kunnen dan ook best wel een hogere visdensiteit hebben dan globaal berekend, en minstens aan één of enkele afzonderlijke otterterritoria plaats bieden. Ook is er inmiddels het grootse Sigmaproject lopende, waarbij onder meer veel aandacht gaat naar het bevorderen van voortplantings- en opgroeilocaties voor vis. Ook elders in Vlaanderen worden recentelijk analoge inspanningen geleverd, zoals bv. met de rivierherstelprojecten in de Leie, de Grote Nete, en vele andere waterlopen.

7 DISCUSSIE

Uit de voorliggende analyse blijkt dat geen enkele locatie in Vlaanderen met glans geselecteerd kan worden als potentieel geschikt leefgebied voor otters op basis van de hierboven besproken selectiecriteria. Minder dan 3% van de waterlopen heeft een voldoende grote visdensiteit (> 90 kg/ha). De visindex scoort doorgaans opvallend laag. De waterkwaliteit is dan weer overwegend matig tot gunstig, soms zelfs zeer goed. De onderzochte variabelen variëren echter zeer sterk binnen waterlopen. Polluenten in proovis zijn over het algemeen hoger dan geschikt voor een duurzame otterpopulatie.

Deze resultaten mogen echter niet worden geïnterpreteerd in die zin dat nergens in Vlaanderen otters zouden kunnen overleven of zelfs tot voortplanting komen – de realiteit laat het tegendeel vermoeden. Om een analyse op dergelijke schaal te kunnen uitvoeren, werd gebruik gemaakt van beschikbare gegevens soms daterend van reeds aan aantal jaren geleden, waarbij ook de ruimtelijke schaal van de onderzochte parameters vaak niet fijnmazig genoeg was om tot meer gedetailleerde uitspraken te kunnen komen.

Bij de omzetting van verzamelde visgegevens naar visbestanden in kg/ha waterloop, dient ook rekening te worden gehouden met een foutmarge. Er zijn immers verschillende onzekerheden. De vangstefficiëntie is in grote mate afhankelijk van de lokale karakteristieken van de meetplaats (cf. stroomsnelheid, diepte, turbiditeit, geleidbaarheid, temperatuur...). Daarenboven wordt bij het bemonsteren van grote en diepe waterlopen enkel de oeverzone afgevist en worden de resultaten ervan geëxtrapoleerd naar de totale oppervlakte. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de verdeling van de vissen in het waterlichaam egaal is – wat niet noodzakelijk het geval is. Bovendien werden de vissen bemonsterd aan de hand van één vangstpassage. Indien eenzelfde strook twee of meerdere malen na elkaar bemonsterd zou worden, kunnen de werkelijke visdensiteiten met behulp van de depletiemethode (Lockwood & Schneider 2000) beter geschat worden. In die zin zijn deze data dus eerder als richtinggevend te interpreteren.

Ook de gehanteerde drempelwaarde voor de visdensiteit ten aanzien van het voorkomen van otters is niet als absoluut te beschouwen, maar is eerder globaal oriënterend. Deze waarde

//

werd immers, noodzakelijkerwijs, berekend op basis van een aantal extrapolaties en aannames. Echter, zelfs wanneer de drempelwaarde nagenoeg zou worden gehalveerd van 90 kg/ha tot 50 kg/ha, dan nog worden minder dan 5,7% van de onderzochte locaties als voldoende visrijk bevonden. De beschikbaarheid van voldoende 'massa' aan voedsel (kwantiteit) lijkt dan ook een aanzienlijk knelpunt te zijn op korte en vermoedelijk middellange termijn voor een mogelijk populatieherstel van de otter op het niveau van Vlaanderen. In specifieke gebieden, d.i. op kleinere schaal, kunnen gerichte veldstudies accuratere cijfers van visdensiteit aanleveren, mits aangepaste – en meer arbeidsintensieve – technieken (zoals capture-recapture).

De gegevens voor de natuurlijkheid van de waterlopen die door VMM worden verzameld zijn enkel beschikbaar voor de onbevaarbare waterlopen van categorie I. Voor bevaarbare waterlopen of de kleinere bovenlopen worden dergelijke gegevens niet systematisch gemeten. Bovendien kan er worden verondersteld dat de natuurlijkheid van de waterlopen op een aantal locaties in positieve zin is geëvolueerd sinds de bemonsteringen die plaatsvonden tussen 2007 en 2014, gezien de toenemende bewustwording, planning en uitvoering van diverse rivierherstelprojecten.

In deze analyse werden de meest actuele en gebiedsdekkende data gebruikt die beschikbaar zijn. Deze gegevens van pollutanten in proovis werden verzameld tussen 1994 en 2008. Intussen is de situatie althans voor een aantal pollutanten verbeterd, met name voor PCB's, cadmium en lood (Maes et al. 2008). Het is waarschijnlijk dat hierdoor meer plaatsen als geschikt zouden bevonden worden voor een duurzame populatiekern van otter dan deze die voorkomen uit de analyse. Meer recente gegevens zijn beschikbaar, maar beperkt in aantal en niet gebiedsdekkend en vooral gericht op de grotere waterlopen (Teunen et al. 2016, 2018). Daarenboven geldt dat niet alle in beschouwing genomen pollutanten even zwaar doorwegen. Sommige van de hier gehanteerde grenswaarden zijn mogelijk strenger dan nodig. Er wordt verwacht dat vooral PCB's een groot probleem vormen. De toxiciteit en invloed van PCB's op otterpopulaties is goed gedocumenteerd. Zoals hoger aangehaald, toonden Jensen et al. (1977) aan dat in Amerikaanse nerts PCB-gehalten van 50 mg/kg (vetgewicht) voldoende waren om de reproductie te verstoren. PCB-metingen in otter in verschillende landen tijdens de periode 1980-1990 gaven aan dat in een significant aantal gevallen (5 op 13) de gemiddelden die grenswaarde overtroffen (Macdonald & Mason 1994). Macdonald & Mason (1994) concludeerden uit hun samenvattend literatuuroverzicht dat zeker PCB's een belangrijke

beperkende factor zijn in de verspreiding van de otter over Europa, maar dat ook andere contaminanten niet over het hoofd mogen gezien worden.

In Vlaanderen zijn er geen gegevens over contaminanten in otter, maar in andere landen is de aanwezigheid van vervuilende stoffen in de otter vrij goed gedocumenteerd met studies uit Engeland, Ierland, Denemarken, Zweden, Nederland, Frankrijk en Canada (Mason et al. 1986, Madsen & Mason 1987, Wren et al. 1988, Mason & O’Sullivan 1993, Smith et al. 1998, Mason & Stephenson 2001, Simpson et al. 2007, Lemarchand et al. 2010, Chadwick et al. 2011). In de Vlaamse waterlopen waren PCB’s in zeer hoge concentraties aanwezig in de jaren 1970-1980. Sinds ca. 1990 nemen deze concentraties gestaag af. Vermoedelijk is deze afname ook een van de redenen waarom de otter recent opnieuw vaste voet aan de grond kreeg in Vlaanderen. Naast PCB’s zijn ook dieldrin en DDT’s nefast voor het bestaan van een duurzame otterpopulatie. Alhoewel nog overal aanwezig in Vlaanderen (bv. DDT) zijn de actuele gemeten concentraties van die aard dat ze geacht worden minder problematisch te zijn voor otter.

Zoals reeds besproken in sectie 6, kan op basis van de beschikbare oppervlakte en de onderzochte parameters worden gesteld dat vooral het Demerbekken, het Maasbekken, het Denderbekken en het bekken Gentse kanalenactueel potenties hebben om duurzame populatiekernen van otter te kunnen huisvesten, terwijl dit elders (voorlopig) minder het geval is. Deze vaststelling staat in schril contrast met de verspreiding in de eerste helft van vorige eeuw, toen de otter nog wijdverspreid over geheel Vlaanderen voorkwam en één grote, grensoverschrijdende populatie vormde. In feite kwamen otters toen “overal” voor waar water en (veel) vis was (Figuur 1), vooral in het Ijzerbekken en het Beneden-Scheldebekken, maar ook in de Bovenschelde, de Leie, het Dijlebekken, het Maasbekken, alsook in de Grote en Kleine Nete. In het Demerbekken leek de aanwezigheid van otters eerder beperkt (hoewel dit op basis van historische vangstdata met enig voorbehoud moet worden beschouwd).

Het is duidelijk dat het herstel van de otterpopulatie in Vlaanderen, net als in veel van de ons omringende landen, een proces van lange duur zal zijn en ook effectief als een belangrijke graadmeter kan worden gezien voor de algemene kwaliteit van het leefmilieu en van de biodiversiteit. In deze context is het ook duidelijk dat mogelijke afwegingen over een eventuele herintroductie van de otter op korte noch middellange termijn zinnig zouden zijn zonder voorafgaandelijke garanties omtrent een sterk verbeterd waterbiotoop (hoeveelheid vis, pollutenvracht) en de nodige ontsnipperingsmaatregelen. Het ligt daarbij in de lijn van

de verwachtingen, gezien de recente vaststellingen over het voorkomen van de soort, dat de otter intussen gaandeweg spontaan in staat zal zijn de goede locaties te vinden. In deze context geldt het als een bijzondere uitdaging om de komende jaren een beter zicht te krijgen op het voorkomen van de soort in Vlaanderen – daar waar actueel de informatie daarover eerder toevallig werd verzameld en heel wellicht fragmentair is.

Chadwick E.A., Simpson V.R., Nicholls A.E.L. & Slater F.M. (2011). Lead Levels in Eurasian Otters Decline with Time and Reveal Interactions between Sources, Prevailing Weather, and Stream Chemistry. Environ. Sci. Technol. 45 (5): 1911-1916.

Chanin P. (2003). Ecology of the European Otter. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 10. English nature, Peterborough <<http://www.english-nature.org.uk/lifeinukrivers/species/otter.pdf>>.

Criel D. (1996). Een toekomst voor de otter. Adviezen voor het ecologisch beheer van waterlopen. Dierenpark Planckendael / AMINAL, Muizen.

EC (2008). Directive 2008/105/EC on Environmental Quality Standards (EQSs) in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. [OJL348/84, 24.12.2008]

Eisler R. (1985) Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: Asynoptic review. US Fish and Wildlife Service Biological Report 85 (1.2). US Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland.

EU 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Official Journal of the European Union, L226, 1–17. EFSA (European Food Standards Agency) 2009. Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. Parma, Italy: European Food Safety Authority.

Foster C. (2017). Water. Otter. In: Foster C. (ed.) Leven als een beest. Signatuur, Amsterdam : 87-123.

Geeraerts C., Focant J.-F., Eppe G., De Pauw E. & Belpaire C. (2011). Reproduction of European eel jeopardised by high levels of dioxins and dioxin-like PCBs? Science of the Total Environment 409: 4039-4047.

Goemans G., Belpaire C., Raemaekers M. & Guns M. (2003). Het Vlaamse palingpolluentenmeetnet, 1994-2001 : gehalten aan polychloorbifenylen, organochloorpesticiden en zware metalen in paling. Rapporten van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer IBW.Wb.V.R.2003.99. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal.

Gorgadze G. (2013). Seasonal Diet of the Otter (*Lutra lutra*) on the Alazani River (Georgia). Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 24: 157-160. (10.4404/hystrix-24.2-4685)

Gouwy J., Van Den Berge K., Berlengee F. & Vansevenant D. (2012). Otter doodgereden op E313 in Ranst, in Willebroek nog altijd een otter aanwezig (provincie Antwerpen). INBO-Marternieuws 9: 4.

Gouwy J., Van Den Berge K., Berlengee F. & Vansevenant D. (2015). Otters gevestigd in de noordelijke Zeescheldevallei. INBO-Marternieuws 17: 14.

Hoff P.T., Van Campenhout K., Van de Vijver K., Covaci A., Bervoets L., Moens L., Huyskens G., Goemans G., Belpaire C., Blust R. & W. D.C. (2005). Perfluorooctane sulfonic acid and organohalogen pollutants in liver of three freshwater fish species in Flanders (Belgium): relationships with biochemical and organismal effects. *Environmental Pollution* 137: 324-333.

Hovens J.P.M. (1992). Microverontreinigingen in waterbodems en visbiota in Nederland, de visotter (*Lutra lutra*) als normsteller. Stichting Otterstation Nederland.

Jensen S., Kihlström J.E., Olsson M., Lundberg C. & Örberg J. (1977). Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. *Ambio* 6 : 239.

Kruuk H. (1995). *Wild Otters. Predation and Populations*. Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo.

Lafontaine L. & De Alencastro L.F. (1999). Statut de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) et contamination des poissons par les polychlorobiphenyles (PCBs): éléments de synthèse et perspectives. Actes 23 Colloque francophone de Mammologie, SFEPM, Maison Alfort.

Lanszki J., Bauer-Haáz E.A., Széles G.L. & Heltai M. (2015). Diet and feeding habits of the Eurasian otter (*Lutra lutra*): experiences from *post mortem* analysis. *Mammal Study* 40: 1-11.

Lazorchak J.M., McCormick F.H., Henry T.R. & Herlihy A.T. (2003). Contamination of fish in streams of the Mid-Atlantic Region: An approach to regional indicator selection and wildlife assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 545-553. (doi:10.1002/etc.5620220312)

Lemarchand C., Rosoux R. & Berny P. (2010). Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and anticoagulant rodenticides in tissues of Eurasian otters (*Lutra lutra*) from upper Loire River catchment (France). *Chemosphere* 80: 1120-1124.

Leonards P.E.G., Smit M.D., De Jongh A.W.J.J. & Van Hattum B.G.M. (1994). Evaluation of dose-response of PCBs on the reproduction of mink (*Mustela vison*). Institute for Environmental Studies, Dutch Otterstation Foundation, Free University, Amsterdam, rap. n R94/6.

Libois R. (2006). Les mammifères non volants de la Région Wallonne : tendances des populations. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Unité de Recherches zoogéographiques, Université de Liège, Liège.

Lockwood R.N. & Schneider J. C. (2000). Stream fish population estimates by mark-and-recapture and depletion methods. Chapter 7 in Schneider, James C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.

Macdonald S.M. & Mason C.F. (1994). Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palearctic. 67. Council of Europe, Nature and Environment, Strasbourg.

Madson A B. & Mason C.F. (1987). Cadmium, lead and mercury in hair from Danish otters *Lutra lutra*. Nat. Jutl. 22 (3): 81-84.

Maes D., Adriaens D., Van der Meulen M., Poelmans L., Anselin A., Casaer J., De Knijf G., Devos K., Packet J., Speybroeck J., Stienen E.W.M., Stuyck J., Thomaes A., T'Jollyn F., Van Daele T., Van Den Berge K., Van Elegem B., Van Landuyt W., Vermeersch G., Wils C. & Pollet M. (2015). Afbakenen van potentiële leefgebieden voor Europese en Vlaamse prioritaire soorten in het kader van de voortoets: versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.10201559. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Maes G.E., Raymaekers J.A.M., Pampoulie C., Seynaeve A., Goemans G., Belpaire C. & Volckaert F.A.M. (2005). The catadromous European eel *Anguilla anguilla* (L.) as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: Relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. Aquatic Toxicology 73: 99-114.

Maes J., Goemans G. & Belpaire C. (2008). Spatial variation and temporal pollution profiles of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and heavy metals in European yellow eel (*Anguilla anguilla* L.) (Flanders, Belgium). Environmental Pollution 153: 223-237.

Malarvannan G., Belpaire C., Geeraerts C., Eulaers I., Neels H. & Covaci A. (2014). Assessment of persistent brominated and chlorinated organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) in Flanders, Belgium: Levels, profiles and health risk. Science of the Total Environment 482-483: 222-233.

Mason C.F. & Macdonald S.M. (1986). Otters. Ecology and Conservation. Cambridge University Press, New York.

Mason C.F. & Stephenson A. (2001). Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. *Chemosphere* 44 (3): 351-353.

Mason C.F. & O'Sullivan W.M. (1993). Heavy metals in the livers of otters, *Lutra lutra*, from Ireland. *J. Zool.* 231: 675-678.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2012.141, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Metsu I. & Van Den Berge K. (1987). De Otter in Vlaanderen. Rapport II. Nationale Campagne Bescherming Roofdieren, Gavere.

Ministerie van Landbouw en Visserij (1989). De Otter in Perspectief; een Perspectief voor de Otter. EK's-Gravenhage, The Netherlands.

Reuther C. (1996). European otter habitat network. In: Council of Europe Publishing (ed.). Seminar on the conservation of the European otter (*Lutra lutra*), Environmental encounters N° 24: 188-193.

Simpson V.R. (2007). Health status of otters in southern and south west England 1996-2003. UK Environment Agency, Science Report SC010064/DR1, Bristol, UK.

Smith M.D., Leonards P.E., de Jongh A.W. & van Hattum B.G. (1998). Polychlorinated biphenyls in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 157, 95-130.

Swinnen K., Vercayie D. & Van Den Berge K. (2012). De otter is weer terug in Vlaanderen. *Zoogdier* 23: 13-15.

Van Ael E., Belpaire C., Breine J., Geeraerts C., Van Thuyne G., Eulaers I., Blust R. & Bervoets L. (2014). Are persistent organic pollutants and metals in eel muscle predictive for the ecological water quality? *Environmental Pollution* 186: 165-171.

Van Den Berge K. (2012). Geschiedenis van de otter in Vlaanderen. *Zoogdier* 23 (4): 18-19.

Van Den Berge K. (2014). Blauwdruk zoogdieren : roofdieren. In : De Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & Pollet M. (redactie). Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.2319355, Brussel : 222-241.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003). Otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Yskout S. (redactie). Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen & Gent, België : 349-356.

Van Den Berge K. & Gouwy J. (2017). Otter (*Lutra lutra*). In: Lommaert L., Adriaens D. & Pollet M. (eds.) Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen. Versie 2.0. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Den Berge K., Gouwy J. & Berlengee F. (2019 in voorbereiding). De otter *Lutra lutra* in Vlaanderen : state of the art anno 2018. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2019. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Geraardsbergen.

Van Liefvering C., Simoens I., Vogt C., Cox T.J.S., Breine J., Ercken D., Goethals P., Belpaire C. & Meire P. (2010). Impact of habitat diversity on the sampling effort required for the assessment of river fish communities and IBI. *Hydrobiologia* 644 (1): 169-183. (DOI 10.1007/s10750-010-0110-5)

Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Oosterlynck P., Guelinckx R., T'jollyn F., Van Hove M. & Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2011.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Teunen L., Belpaire C., Dardenne F., Blust R. & Bervoets L. (2016). Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen en INBO, 2015-2016.

Teunen L., Belpaire C., Dardenne F., Blust R., Covaci A. & Bervoets L. (2018). Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn U.S. National Park Service (2007). Summary of Effects Thresholds to Fish, Birds and Wildlife Based on Concentrations of Toxic Compounds in Fish Tissue, NPS 2007. Available at https://www.nature.nps.gov/air/AQBasics/docs/FishTissueContaminantThresholds_01072007.pdf

Water 2016-2017. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België.

Weber D. (1987). Ein Modell zur Evaluation Potentieller Fischotter-Habitats in der Schweiz. Hintermann & Weber AG/Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz, Reinach.

Wren, C. D., Fischer, K. L. & Stokes, P. M. (1988). Levels of lead, cadmium and other elements in mink and otter from Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 52: 193-202.

Appendix 1

Script Vlaanderen

```
=====
vlaanderen_20m_nieuw.asc
// baken waterbiotopen af
assign(europeseotter_waterlopen1, Ge('rastert_huetzon1.asc', 1))
assign(europeseotter_maas, OrEq('maas.asc', 1))
assign(europeseotter_blauwelaag, Ge('BlauweLaag_Plassen_06042017_20m_.asc', 1))
assign(europeseotter_water, or(europeseotter_waterlopen1, europeseotter_maas, europeseotter_blauwelaag))
deleteVariable(europeseotter_waterlopen1)
deleteVariable(europeseotter_maas)
deleteVariable(europeseotter_blauwelaag)
// baken potentieel geschikte landbiotopen af
// slikken en schorren
assign(europeseotter_d, bwk(da%, ds%))
// graslanden
assign(europeseotter_h, bwk(hc%, hf%, hj%, hm%, hpr%, hu%))
// kleine landschapselementen
assign(europeseotter_k, bwk(ka%, kb%, kh%, kn%, kp%, ku%))
// moerassen
assign(europeseotter_m, bwk(mc%, md%, mk%, mm%, mp%, mr%, ms%, mz%))
// ruigte
assign(europeseotter_r, bwk(ru%))
// struwelen
assign(europeseotter_s, bwk(sf%, sg%, sm%, so%, sp%))
// hoogveen
assign(europeseotter_t, bwk(t%))
// valleibossen
assign(europeseotter_v, bwk(va%, vc%, vf%, vm%, vn%, vo%, vt%))
assign(europeseotter_biotopen, or(europeseotter_d, europeseotter_h, europeseotter_k, europeseotter_m,
europeseotter_r, europeseotter_s, europeseotter_t, europeseotter_v))
deleteVariable(europeseotter_d)
deleteVariable(europeseotter_h)
deleteVariable(europeseotter_k)
deleteVariable(europeseotter_m)
deleteVariable(europeseotter_r)
deleteVariable(europeseotter_s)
deleteVariable(europeseotter_t)
deleteVariable(europeseotter_v)
// clustering: indien geschikte cel binnen 100 meter, dan hoort die cel bij het moerasgebied
assign(europeseotter_biotopen_cluster, fuzzyClusterIdU(europeseotter_biotopen, 100, meter))
deleteVariable(europeseotter_biotopen)
// moerasgebied moeten minstens 1000 ha groot zijn
assign(europeseotter_biotopen1000, cFilterGeArea(europeseotter_biotopen_cluster, 1000, hectare))
deleteVariable(europeseotter_biotopen_cluster)
// moeras- en waterlopen mogen niet verder dan 1000 meter van elkaar liggen
assign(europeseotter_leefgebied3, and(europeseotter_biotopen1000, cellDistanceLe(europeseotter_water, 1000,
meter)))
assign(europeseotter_leefgebied4, and(europeseotter_water, cellDistanceLe(europeseotter_biotopen1000, 1000,
meter)))
deleteVariable(europeseotter_biotopen1000)
deleteVariable(europeseotter_water)
assign(europeseotter_leefgebied, or(europeseotter_leefgebied3, europeseotter_leefgebied4))
write('europeseotter_leefgebied.asc', IsNonZero(europeseotter_leefgebied))
deleteVariable(europeseotter_leefgebied)
deleteVariable(europeseotter_leefgebied3)
deleteVariable(europeseotter_leefgebied4)
=====
```

Script Grensmaas

```
=====
vlaanderen_20m_nieuw.asc
// baken waterbiotopen af
assign(europeseotter_waterlopen1, Ge('rastert_huetzon1.asc', 1))
assign(europeseotter_maas, OrEq('maas.asc', 1))
assign(europeseotter_bluwelaag, Ge('BlauweLaag_Plassen_06042017_20m_.asc', 1))
assign(europeseotter_water, or(europeseotter_waterlopen1, europeseotter_maas, europeseotter_bluwelaag))
deleteVariable(europeseotter_waterlopen1)
deleteVariable(europeseotter_maas)
deleteVariable(europeseotter_bluwelaag)
// baken potentieel geschikte landbiotopen af
// slikken en schorren
assign(europeseotter_d, bwk(da%, ds%))
// graslanden
assign(europeseotter_h, bwk(hc%, hf%, hj%, hm%, hpr%, hu%))
// kleine landschapselementen
assign(europeseotter_k, bwk(ka%, kb%, kh%, kn%, kp%, ku%))
// moerassen
assign(europeseotter_m, bwk(mc%, md%, mk%, mm%, mp%, mr%, ms%, mz%))
// ruigte
assign(europeseotter_r, bwk(ru%))
// struwelen
assign(europeseotter_s, bwk(sf%, sg%, sm%, so%, sp%))
// hoogveen
assign(europeseotter_t, bwk(t%))
// valleibossen
assign(europeseotter_v, bwk(va%, vc%, vf%, vm%, vn%, vo%, vt%))
assign(europeseotter_biotopen, or(europeseotter_d, europeseotter_h, europeseotter_k, europeseotter_m,
europeseotter_r, europeseotter_s, europeseotter_t, europeseotter_v))
deleteVariable(europeseotter_d)
deleteVariable(europeseotter_h)
deleteVariable(europeseotter_k)
deleteVariable(europeseotter_m)
deleteVariable(europeseotter_r)
deleteVariable(europeseotter_s)
deleteVariable(europeseotter_t)
deleteVariable(europeseotter_v)
// clustering: indien geschikte cel binnen 100 meter, dan hoort die cel bij het moerasgebied
assign(europeseotter_biotopen_cluster, fuzzyClusterIdU(europeseotter_biotopen, 100, meter))
deleteVariable(europeseotter_biotopen)
// moerasgebied moeten minstens 400 ha groot zijn
assign(europeseotter_biotopen400, cFilterGeArea(europeseotter_biotopen_cluster, 400, hectare))
deleteVariable(europeseotter_biotopen_cluster)
// moeras- en waterlopen mogen niet verder dan 1000 meter van elkaar liggen
assign(europeseotter_leefgebied3, and(europeseotter_biotopen400, cellDistanceLe(europeseotter_water, 1000,
meter)))
assign(europeseotter_leefgebied4, and(europeseotter_water, cellDistanceLe(europeseotter_biotopen400, 1000,
meter)))
deleteVariable(europeseotter_biotopen400)
deleteVariable(europeseotter_water)
assign(europeseotter_leefgebied1, or(europeseotter_leefgebied3, europeseotter_leefgebied4))
deleteVariable(europeseotter_leefgebied3)
deleteVariable(europeseotter_leefgebied4)
// beperk alles tot ecodistricten in het Maasdistrict
assign(europeseotter_ecodistrict, OrEq('ecoregio.asc', 17, 36))
assign(europeseotter_leefgebied400ha_grensmaas, and(europeseotter_leefgebied1, europeseotter_ecodistrict))
write('europeseotter_leefgebied400ha_grensmaas.asc', IsNonZero(europeseotter_leefgebied400ha_grensmaas))
deleteVariable(europeseotter_leefgebied1)
deleteVariable(europeseotter_ecodistrict)
deleteVariable(europeseotter_leefgebied400ha_grensmaas)
=====
```

Appendix 2

Tabel 5 Soorten die werden opgenomen als prooivis van otter voor het bepalen van de visdensiteit in Vlaanderen.

Nederlands naam	Wetenschappelijke naam
alver	<i>Alburnus alburnus</i>
Amerikaanse hondsvij	<i>Umbra pygmaea</i>
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>
Atlantische zalm	<i>Salmo salar</i>
baars	<i>Perca fluviatilis</i> L.
barbeel	<i>Barbus barbus</i> L.
beekforel	<i>Salmo trutta fario</i> L.
beekprik	<i>Lampetra planeri</i> Bloch
bermpje	<i>Barbatula barbatula</i> L.
bittervoorn	<i>Rhodeus amarus</i>
blaasjeskrab	<i>Hemigrapsus sanguineus</i>
blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i> L.
blauwbandgrondel	<i>Pseudorasbora parva</i> Schlegel
bot	<i>Platichthys flesus</i> L.
botervis	<i>Pholis gunnellus</i>
brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i> Kroyer
brasem	<i>Abramis brama</i> L.
bruine Amerikaanse dwergmeerval	<i>Ameiurus nebulosus</i> Le Sueur
Chinese wolhandkrab	<i>Eriocheir sinensis</i>
dikkopelrits	<i>Pimephales promelas</i>
dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i> Pallas
diklipharder	<i>Chelon labrosus</i> Risso
donderpad	<i>Cottus gobio</i> L.
driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.
dunlipharder	<i>Chelon ramada</i>
dwergtong	<i>Buglossidium luteum</i>
elrits	<i>Phoxinus phoxinus</i> L.
Europese meerval	<i>Silurus glanis</i> L.
fint	<i>Alosa fallax</i>
fluwelen zwemkrab	<i>Necora puber</i>
gehoornde slijmvis	<i>Parablennius gattorugine</i>
gestippelde alver	<i>Alburnoides bipunctatus</i> Bloch
gevlekte Amerikaanse rivierkreeft	<i>Orconectes limosus</i>
gewone steurgarnaal	<i>Palaemon elegans</i>
gewone zeekat	<i>Sepia officinalis</i>
gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>
giebel	<i>Carassius gibelio</i> L.
goudharder	<i>Liza aurata</i>
goudvis	<i>Carassius auratus</i>
graskarper	<i>Ctenopharyngodon idella</i> Valenciennes

griet
grijze garnaal
groene zeedonderpad
grote modderkruiper
grote zeenaald
haring
harnasmannetje
heremietkreeft
horsmakreel
kabeljauw
karper
Kesslergrondel
kleine modderkruiper
kleine pieterman
kleine zeenaald
kolblei
koornaarvis
kopvoorn
kwabaal
marmergroundel
Noordzeekrab
Noorse meun
paling
penseelkrab
pollak
pos
puitaal
regenboogforel
rietvoorn
rivierdonderpad
riviergrondel
rivierprik
rode Amerikaanse rivierkreeft
rode poon
roofblei
schar
schol
serpeling
slakdolf
slijmvis
sneep
snoek
snoekbaars
spiering
sprot
steenbolk

Scophthalmus rhombus
Crangon crangon
Taurulus bubalis (Euphrasen, 1786)
Misgurnus fossilis L.
Syngnathus acus
Clupea harengus
Agonus cataphractus
Pagurus bernhardus
Trachurus trachurus
Gadus morhua
Cyprinus carpio L.
Neogobius kessleri
Cobitis taenia L.
Echeiichthys vipera
Syngnathus rostellatus
Blicca bjoerkna L.
Atherina presbyter
Leuciscus cephalus L.
Lota lota L.
Proterorhinus semilunaris
Cancer pagurus
Ciliata septentrionalis
Anguilla anguilla L.
Hemigrapsus takanoi
Pollachius pollachius
Gymnocephalus cernua L.
Zoarces viviparus
Oncorhynchus mykiss Walbaum
Scardinius erythrophthalmus L.
Cottus perifretum
Gobio gobio L.
Lampetra fluviatilis L.
Procambarus clarki
Chelidonichthys lucernus
Aspius aspius
Mimanda limanda
Pleuronectes platessa L.
Leuciscus leuciscus L.
Liparis liparis
Lipophrys pholis
Chondrostoma nasus L.
Esox lucius L.
Sander lucioperca L.
Osmerus eperlanus L.
Sprattus sprattus L.
Trisopterus luscus L.

steurgarnaal	<i>Palaemon serratus</i>
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>
tiendoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i> L.
tong	<i>Solea solea</i>
vetje	<i>Leucaspius delineatus</i> L.
vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>
vlagzalm	<i>Thymallus thymallus</i> L.
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>
winde	<i>Leuciscus idus</i> L.
zandspiering	<i>Ammodytes tobianus</i>
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i> L.
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>
zeelt	<i>Tinca tinca</i> L.
zoetwatergarnaal	<i>Atyaephyra desmarestii</i>
zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i> L.
zwartbekgrondel	<i>Neogobius melanostomus</i>
zwarte grondel	<i>Gobius niger</i>
