

Advies betreffende de variabele 'biochemisch zuurstofverbruik' voor toetsing van de habitatkwaliteit

Nummer:	INBO.A.3146
Datum advisering:	1 juli 2014
Auteur(s):	Sophie Vermeersch, David Buysse & Ine Pauwels
Contact:	Lieve Vriens (lieve.vriens@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	ANB-INBO-BEL-2014-36
Geadresseerden:	Agentschap voor Natuur en Bos T.a.v. Gert Van Hoydonck Centrale Diensten Koning Albert II-laan 20 bus 8 1000 Brussel gert.vanhoydonck@lne.vlaanderen.be
Cc:	Agentschap voor Natuur en Bos Carl De Schepper (carl.deschepper@lne.vlaanderen.be)

AANLEIDING

Om een gunstige staat van instandhouding te kunnen bereiken voor verschillende Europees beschermde habitattypen en soorten werden milieukwaliteitsnormen opgesteld. Het INBO werkte mee aan de wetenschappelijke onderbouwing van deze normen (Van Looy *et al.*, 2008). Dit rapport, evenals de wetgeving (VLAREM) vermelden 'biochemical oxygen demand' (BOD¹) als variabele. Op basis hiervan wordt in het tweede stroomgebiedbeheerplan een strengere milieudoelstelling voor BOD van 4.3 mg/l voor de trajecten met beekprik en rivierdonderpad -naast een strengere milieudoelstelling voor opgeloste zuurstof-vooropgesteld. De Vlaamse Milieumaatschappij neemt BOD echter niet meer op in de standaardmetingen.

VRAAGSTELLING

1. Wat zijn de abiotische vereisten die de meest gevoelige vissoorten stellen aan hun habitat?
2. Volstaat de variabele opgeloste zuurstof om een uitspraak te kunnen doen over de waterkwaliteit voor beekprik en rivierdonderpad? Eventueel in combinatie met andere variabelen die wel gemeten worden, zoals totaal stikstof en totaal fosfor?
3. Is BOD strikt nodig als toetsingsvariabele voor de waterkwaliteit van de meest gevoelige vissoorten?

TOELICHTING

1. Habitatkwaliteit van de meest gevoelige vissoorten

1.1 Habitatrichtlijn en instandhoudingsdoelstellingen

Onder de groep van beschermde aquatische soorten vallen de vissoorten van de Habitatrichtlijn (Annex II en IV). Onder andere beekprik en rivierdonderpad zijn gevoelig voor een waterkwaliteit die minder is dan de klasse goed (macroinvertebratenindex < 7; Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, 2010; Adriaens *et al.*, 2008). en hebben speciale habitatvereisten. Deze vereisten vormen de basis voor de instandhoudingsdoelstellingen die voor deze soorten werden opgemaakt (Adriaens *et al.*, 2008). In dit advies concentreren we ons -gezien de vraag- enkel op de waterkwaliteitsvereisten, maar men dient er rekening mee te houden dat de habitatvereisten van de betreffende soorten meer inhouden dan enkel waterkwaliteitsvereisten.

1.2 Sleutelvariabelen die de vereiste waterkwaliteit van beekprik en rivierdonderpad bepalen

Waterlopen waarin beekprik voorkomt zijn algemeen te definiëren als chemisch zuiver tot zeer zuiver, met een matige organische belasting (Seeuws *et al.*, 1996; Kappus *et al.*, 1991). Daarom dient de waterkwaliteit in voor prikken belangrijke trajecten zo hoog mogelijk gehouden te worden (Maitland *et al.*, 1994). Vertaald naar de situatie Vlaanderen waar er nog slechts enkele populaties beekprik voorkomen en waarbij de meeste sterk van elkaar geïsoleerd zijn, dient de kwaliteit van elke waterloop waar nog beekprik voorkomt en van de aangrenzende beken zo optimaal mogelijk gehouden te worden. Concentraties opgeloste zuurstof die nodig zijn voor de ademhaling van beekpriklarven liggen in de range van 8-10 mg/l. Het gemiddeld percentage zuurstof is positief gecorreleerd met het voorkomen van beekprik.

Ook de overleving en voortplanting van de rivierdonderpad wordt bedreigd door een achteruitgang van de chemische waterkwaliteit. Behalve een belasting met organische vuilvracht en nutriëntenaanrijking wordt hier ook verzuring en verandering in de metaal- en ionenbalans onder verstaan. Bij de rivierdonderpad is onder meer de structuur van de ei-kapsels zeer gevoelig voor een daling in het zuurstofgehalte. Het zuurstofgehalte dient permanent hoog te zijn omdat ook occasionele lozingen (bv. overstortwerking) in een significante zuurstofstress resulteren, enerzijds door rechtstreekse organische belasting, anderzijds door eutrofiëring (Van der Meeren & Vlietinck, 2013).

Op basis van de bestaande kennis kunnen we stellen dat zuurstof, en meer bepaald het gehalte opgeloste zuurstof, een van de belangrijkste waterkwaliteitsvariabelen is. We dienen erop te wijzen dat het voorkomen van gevoelige vissoorten vermoedelijk afhangt van een combinatie van factoren en variabelen.

1.3 Overige variabelen die de waterkwaliteit beïnvloeden

Binnen het bestek van dit advies konden niet alle variabelen (bv. totaal stikstof en totaal fosfor) die mogelijk verband houden met de aan- of afwezigheid van bepaalde gevoelige vissoorten achterhaald worden. Dit vraagt verder onderzoek dat buiten de haalbare termijn voor dit advies valt. Heel algemeen kan gesteld worden dat voor de overige waterkwaliteitsvariabelen de waarde zeker beneden de norm voor de basiswaterkwaliteit (ortho-fosfaat-P, sulfaat, chloride, ...) of de viswaterkwaliteit (pH, ammoniumstikstof, ...)

¹ = BZV, biochemisch zuurstofverbruik

dient te liggen. De zuurtegraad ligt in het neutrale bereik, maar lichte afwijkingen hiervan worden getolereerd (Seeuws *et al.*, 1996).

Algemeen hebben meerdere studies aangetoond dat de belangrijkste variabelen die de ruimtelijke en temporele variatie in waterkwaliteit verklaren (tot 85%) debiet, temperatuur, opgeloste zuurstof, BOD, conductiviteit en nutriënten zijn (Shrestha & Kazama, 2007; Garvey *et al.*, 2007). Deze vaststelling kwam tot stand door meting van een brede waaier aan representatieve variabelen waaronder COD². Door minder variabelen te meten kan die variatie in waterkwaliteit onvoldoende gedetecteerd worden.

2. Opgeloste zuurstof als variabele voor de waterkwaliteit

De opgeloste zuurstofconcentratie is onderhevig aan ruimtelijke en temporele variaties en een meting moet beschouwd worden als een momentopname op een bepaalde plaats. Bovendien beïnvloedt de aanwezigheid van waterplanten en fytoplankton de concentratie opgeloste zuurstof. Op de tijdstippen waarbij fotosynthese het meest actief is, stijgt de concentratie. Wanneer de ademhalingsprocessen de bovenhand nemen treedt er een zuurstofdepletie op. Expliciete voorspellingen m.b.t. de interactie tussen de structuur van de waterloop, opgeloste zuurstof en de respons van organismen zijn echter niet mogelijk door een gebrek aan robuuste waarnemingen en experimentele gegevens. Verder onderzoek zou dus toegespitst moeten worden op de vraag hoe de interacties tussen het debiet, de fysische structuur van de waterloop en nutriëntconcentraties, de patronen van opgelost zuurstof in de waterloop beïnvloeden zowel temporeel als ruimtelijk (Garvey *et al.*, 2007). Uit bovenstaande en § 1.3 volgt dat het niet aangewezen is om enkel opgeloste zuurstof (al dan niet in combinatie met nutriënten) te bepalen om een uitspraak te doen over de vereiste waterkwaliteit.

3. BOD als toetsingsvariabele voor de waterkwaliteit

De relatie tussen BOD en opgeloste zuurstof is niet eenzijdig. Een hoge BOD veroorzaakt lage concentraties van opgeloste zuurstof waardoor de leefomstandigheden voor fauna en flora in het gedrang komen. Anderzijds wordt de relatie BOD/opgeloste zuurstof beïnvloed door uitwisselingen tussen het water en de bedding van de waterloop, alsook door nitrificatie en denitrificatieprocessen (Radwan *et al.*, 2003). Opgeloste zuurstofconcentraties, watertemperatuur, debiet, chlorofyl a en nutriëntconcentraties (ammoniak, nitraat en nitriet) blijken uiteindelijk de meest kritische factoren te zijn voor de bepaling van BOD (Lopes *et al.*, 2005; Dogan *et al.*, 2009).

Bij bepaalde metingen zijn opgeloste zuurstof en BOD echter niet gecorreleerd en verklaren ze beiden afzonderlijk een belangrijk deel van de totale variatie in de data. Ter illustratie, grootschalige studies hebben aangetoond dat de lineaire correlatie tussen BOD en opgeloste zuurstof kan variëren tussen -0.90 en 0.43 (Karn & Harada, 2001). Een range van opgeloste zuurstof variërende tussen 7.2 mg/l en 8.97 mg/l kan overeenkomende BOD-waarden leveren die variëren tussen 0.37 en 508 mg/l (Larson 2004). BOD en opgeloste zuurstof blijken wel op significante wijze onderhevig te zijn aan seizoenale verschillen. Voor COD is dit echter niet het geval, wat het aandeel van antropogene vervuiling aantoont (Shrestha & Kazama 2007).

De afwezigheid van een eenduidige relatie tussen de drie variabelen is hoogstwaarschijnlijk gerelateerd tot het feit dat deze drie variabelen, opgeloste zuurstof, BOD en COD verschillende factoren meten die verantwoordelijk zijn voor de waterkwaliteit.

BOD is immers een maat voor de biochemisch afbreekbare organische stoffen die in het water aanwezig zijn en wordt gedefinieerd als zijnde de hoeveelheid zuurstof die door de aerobische micro-organismen vereist is om een organisch materiaal te oxideren tot een stabiele organische vorm (Chapman 1992). Het zuurstofverbruik door de degradatie van organisch materiaal wordt in normale omstandigheden gemeten als BOD en COD. Deze waarden kunnen in sommige omstandigheden een hoge graad van correlatie vertonen, in welk geval de COD eventueel een goede predictor kan zijn voor BOD. BOD-metingen zouden dan eventueel achterwege gelaten kunnen worden. Echter, voorgaande studies tonen aan dat de predictiecapaciteit (en dus ook de correlatie tussen BOD en COD) sterk afhankelijk is van de omgevingssituatie en bijvoorbeeld sterk kan veranderen naargelang er meer industrieel effluent in het watersysteem terecht komt (Dogan *et al.*, 2009). Met andere woorden, als er al een mogelijkheid is om BOD te voorspellen aan de hand van COD, dan nog kan een COD-meting enkel een BOD-determinatie vervangen wanneer de verhouding tussen beiden bepaald werd voor de specifieke systeem situatie (Lawton 1955; Dogan *et al.*, 2009). De studie van Dogan *et al.* (2009) toonde verder aan dat de predictiecapaciteit voor BOD het hoogst is voor COD en niet voor andere waterkwaliteitsvariabelen.

² = Chemical oxygen demand of CZV, chemisch zuurstofverbruik

CONCLUSIE

1. Habitatkwaliteit van de meest gevoelige vissoorten in termen van de waterkwaliteit
Beekprik en rivierdonderpad zijn gevoelig voor een waterkwaliteit die minder is dan de klasse "goed" (macroinvertebratenindex <7). Hierbij vormt de concentratie opgeloste zuurstof een sleutelvariabele die binnen de range van 8-10 mg/l dient te liggen. Verder spelen ook andere variabelen een belangrijke rol in de waterkwaliteit zoals debiet, temperatuur, BOD, conductiviteit en nutriënten en bepalen ze mede de vereiste waterkwaliteit en dus habitatkwaliteit.
2. Opgeloste zuurstof als variabele voor de waterkwaliteit
Opgeloste zuurstof is onderhevig aan grote variaties die moeilijk of niet te voorspellen zijn. Onderliggende variabelen die de concentratie opgeloste zuurstof beïnvloeden zijn o.a. de structuur van de waterloop, de temperatuur, de aanwezigheid van waterplanten en fytoplankton, het debiet en de nutriëntconcentraties. Hoe minder variabelen gemeten worden, hoe groter de kans dat variaties in waterkwaliteit onvoldoende gedetecteerd worden. Het is bijgevolg niet aangewezen om enkel opgeloste zuurstof (al dan niet in combinatie met nutriënten) te bepalen om een uitspraak te doen over de waterkwaliteit.
3. BOD als toetsingsvariabele voor de waterkwaliteit
Een hoge BOD veroorzaakt lage zuurstofconcentraties, maar de verhouding tussen beiden wordt ook bepaald door uitwisselingen met de bedding van de waterloop en de nutriënthuishouding en kan hierdoor sterk verschillen. BOD en COD vertonen in sommige omstandigheden een hoge graad van correlatie, in welke gevallen de BOD-metingen eventueel vervangen kunnen worden door COD-metingen. Echter, deze verhoudingen zijn systeemspecifiek en dienen per (type) watersysteem onderzocht te worden.

REFERENTIES

- Adriaens D., Adriaens T. & Ameeuw G. (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2008.35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Chapman D. (1992). *Water Quality Assessment*, first edition. Chapman and Hall Ltd., London. P. 80-81.
- Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) (2010). Stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde. Frank Van Sevenscote, voorzitter CIW, D/2010/6871/028.
- Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) (2010). Stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde. Frank Van Sevenscote, voorzitter CIW, D/2010/6871/028.
- Dogan E., Sengorur B. & Koklu R. (2009). Modeling BOD of the Melem River in Turkey using an artificial neural network. *Journal of Environmental Management*. 90: 1229-1235.
- Garvey J.E., Whiles M.R. & Streicher D. (2007). A hierarchical model for oxygen dynamics in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 1816-1827.
- Kappus B.P., Bühler P. & Rahmann H. (1991). Biologie und verbreitung von Donauneunaugen als Grundlage für artenschutzmaßnahmen. *Tier- und Artenschutz*. Rahmann, H. & Kohler A. (eds.), 197-203. Margraf, Weikersheim.
- Karn S.K. & Harada H. (2001). Surface water pollution in three urban territories of Nepal, India and Bangladesh. *Environmental Management* 28 (4): 483-496.
- Larson E.B. (2004). Biodegradability of hydrocarbon contaminants during natural attenuation of contaminated groundwater determined using biological and chemical oxygen demand. Master Thesis. California Polytechnic State University.
- Lawton G.W. (1955). An investigation of COD determination. *Wisconsin Academy of Sciences, Arts and Letters*. 44:45-56.
- Lopes J.F., Dias J.M., Cardoso A.C., Silva C.I.V. (2005). The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: from the observations to the implementation of a numerical model. *Mar. Environ. Res.* 60: 594-628.
- Maitland P.S., Morris K.H. & East K. (1994). The ecology of lampreys (Petromyzontidae) in the Loch Lomond area. *Hydrobiologia*, 290, 105-120.
- Radwan M., Willems P., El-Sadek A., Berlamont J. (2003). Modelling of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in river water using a detailed and simplified model. *Int. J. River Basin Manage.* 1(2): 97-103.

Seeuws P., Coeck J. & Verheyen R. (1996). Ecologie van beschermde rondbek- en vissoorten - Soortbeschermingsplan voor de beekprik. Universitaire Instelling Antwerpen - Instituut voor Natuurbehoud.

Shrestha S. & Kazama F. (2007). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Softwares*. 22: 464-475.

Van der Meren T. & Vlietinck K., Agentschap voor natuur en bos. Soortbeschermingsprogramma voor beekprik (*Lampetra planeri*), rivierdonderpad (*Cottus sp*) en kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*) voor de periode 2013-2018.

Van Looy K., Wouters J., Schneiders A., Denys L., Packet J., Decler K., Adriaens P. & Van Hoydonck G. (2008). Afstemming doelen Integraal waterbeleid (DIW-KRW) en Natura2000. Ecologische vereisten beschermde habitattypen en soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (INBO.R.2008.42). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.