



Briefrapport 711701087/2008

A. van der Wal | M. Rutgers

Het oppervlaktecriterium en ecologische risico's in stap twee van het Saneringscriterium

RIVM Briefrapport 711701087/2008

Het oppervlaktecriterium en ecologische risico's in stap twee van het Saneringscriterium

Annemieke van der Wal, RIVM
Michiel Rutgers, RIVM

Contact:
Michiel Rutgers
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
michiel.rutgers@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Duurzaam Produceren, in het kader van het RIVM project M/711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

© RIVM 2008

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

Het oppervlaktecriterium en ecologische risico's in stap twee van het Saneringscriterium

Het oppervlaktecriterium is een onderdeel van de standaard beoordelingsmethode van de ecologische risico's van bodemverontreiniging in stap twee van het Saneringscriterium. In dit rapport wordt de visie van het bevoegd gezag, onderzoekers en eindgebruikers over het huidige oppervlaktecriterium beschreven. Daarnaast wordt hun visie gevraagd over mogelijke verbetering van het oppervlaktecriterium op basis van de hedendaagse inzichten. In dit rapport wordt naar aanleiding van deze interviews een voorstel gedaan voor aanpassing van het huidige oppervlaktecriterium.

Uit de interviews kwam naar voren dat de samenhang van soorten met hun omgeving duidelijker is als gebieden worden ingedeeld op ecosysteemniveau, in plaats van op de grenzen van een verontreiniging. Hiertoe werd voorgesteld om rekening te houden met het verontreinigende oppervlak ten opzichte van het hele gebied. Dit is vooral interessant voor natuurgebieden, de huidige grens van 50 m² werd erg klein gevonden. Het hele gebied moet dan wel minstens 1 ha bedragen. Het oppervlaktecriterium voor industriegebieden (0,5 km²) vond men goed, op voorwaarde dat er geen sprake is van doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren. Verder werd aangegeven dat landbouw en natuurgebieden in één categorie kunnen groeperen als landelijk gebied.

Trefwoorden:

bodemsanering, saneringscriterium, oppervlakte, doorvergiftiging, soorten/areaal curve, ecosysteemdiensten, bodemverontreiniging

Abstract

The surface criterion and ecological risks in step two of the Remediation Criterion

The surface criterion is part of the standard ecological risk assessment of contaminated soil in step two of the Remediation Criterion. This report describes the judgment of local authorities, researchers and end-users on the current surface criterion. Furthermore, their vision on possible adjustments is asked to update the surface criterion according to current insights from ecology.

Nowadays, areas are judged based on the borders of the contamination. The interactions of species with their local environment would be clearer if areas were judged based on ecosystem level. Soil quality maps, aerial photos or the size of territories of target species could be useful to determine the size of the ecosystem. Another result from the interviews was that most people thought the area of 50 m² as surface criterion for natural areas is too small. A possible solution for this could be to take into account the surface of the contaminated area relative to the total ecosystem. The ecosystem should, however, be at least 1 ha. The surface criterion for industrial areas was thought to be too large; an unpaved area of 0.5 km² is never reached and therefore never assessed for ecological risks. It has been proposed to maintain this criterion, on condition that there is no risk of poisoning to higher trophic levels. Furthermore, agricultural and natural areas could be grouped into one category as their ecological value may be comparable. Grouping them, however, results in more severe surface criteria than with the old system. An alternative could be to maintain the middle category for agricultural areas. Further research is necessary to decide which areas should be grouped into one category. Furthermore, ecosystem services may be protected as well when species are protected, on condition that small areas (less than 1 ha) are more protected.

Step three of the Remediation Criterion consists of additional location-specific soil research. Adjustments for step three were also mentioned. The area of species should be taken into account, making it possible to estimate the risk of poisoning to higher trophic levels. In addition, the ecosystem services of the soil in relation to the function of the ecosystem should be taken into account in step three. Clear guidelines in step three to determine the ecological risks would contribute to a better risk assessment.

Key words:

Soil remediation, Remediation Criterion, surface, secondary poisoning, species-area curve, ecosystem services, soil contamination.

Inhoud

Samenvatting		7
1	Inleiding	11
1.1	Het Saneringscriterium	11
1.2	Oproep tot aanpassing van het oppervlakcriterium	11
1.3	Het huidige oppervlakcriterium	12
2	Voorgestelde aanpassingen	17
2.1	Soortendiversiteit	17
2.2	Doorvergiftiging	18
2.3	Ecosysteemdiensten	19
2.4	Uniciteit	20
2.5	Mate van menselijke beïnvloeding	20
2.6	Het relatieve oppervlak	20
3	Algemeen oordeel van de aanpassingen	21
3.1	Bevoegd gezag	21
3.1.1	<i>Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes</i>	21
3.1.2	<i>Doorvergiftiging</i>	23
3.1.3	<i>Ecosysteemdiensten</i>	24
3.1.4	<i>Uniciteit</i>	24
3.1.5	<i>Menselijke beïnvloeding</i>	24
3.1.6	<i>Het relatieve oppervlak</i>	25
3.1.7	<i>Andere opmerkingen of aangedragen aanpassingen</i>	25
3.2	Onderzoekers	26
3.2.1	<i>Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes</i>	26
3.2.2	<i>Doorvergiftiging</i>	27
3.2.3	<i>Ecosysteemdiensten</i>	28
3.2.4	<i>Uniciteit</i>	28
3.2.5	<i>Menselijke beïnvloeding</i>	28
3.2.6	<i>Het relatieve oppervlak</i>	28
3.2.7	<i>Andere opmerkingen of aangedragen aanpassingen</i>	29
3.3	Adviseurs	29
3.3.1	<i>Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes</i>	29
3.3.2	<i>Doorvergiftiging</i>	30
3.3.3	<i>Ecosysteemdiensten</i>	31
3.3.4	<i>Uniciteit</i>	31
3.3.5	<i>Menselijke beïnvloeding</i>	31
3.3.6	<i>Het relatieve oppervlak</i>	32
3.3.7	<i>Andere opmerkingen of aangedragen aanpassingen</i>	32
4	Conclusies en samenvatting van de interviews	33
4.1	Knelpunten	33
4.1.1	<i>Gevalsgrens versus gebiedsgrens</i>	33
4.1.2	<i>Huidige oppervlaktes</i>	33
4.1.3	<i>Indeling gebiedstypes</i>	33
4.1.4	<i>Doorvergiftiging</i>	34
4.1.5	<i>Bodemtype</i>	34

4.1.6	<i>Ecosysteemdiensten</i>	34
4.1.7	<i>Soortenbescherming</i>	34
4.1.8	<i>Het nut van stap 2</i>	34
4.2	Mogelijke oplossingen	35
4.2.1	<i>Gevalsgrens versus gebiedsgrens</i>	35
4.2.2	<i>Huidige oppervlaktes</i>	35
4.2.3	<i>Indeling gebiedstypes</i>	36
4.2.4	<i>Doorvergiftiging</i>	36
4.2.5	<i>Ecosysteemdiensten</i>	37
4.2.6	<i>Soortenbescherming</i>	37
4.3	Voorstel voor aanpassing van het oppervlaktecriterium	37
4.4	Conclusies en aanbevelingen	42
4.4.1	<i>Indeling van gebiedstypes en het relatieve oppervlak</i>	42
4.4.2	<i>Onderscheid in toxische druk van stoffen</i>	43
4.4.3	<i>Effect saneren</i>	43
4.4.4	<i>Natuurdoeltypen versus algemene soorten</i>	43
4.4.5	<i>Manier van bemonsteren</i>	43
4.4.6	<i>Stap 3</i>	44
	Referenties	45
	Bijlage 1: verslag workshop ‘Discussie voor aanpassing van het oppervlaktecriterium’	46
	Inleiding	46
	Centrale discussie	48
	Bijlage 2: Lijst van geïnterviewde personen	52

Samenvatting

Het oppervlaktecriterium is een onderdeel van de standaard beoordelingsmethode van de ecologische risico's van bodemverontreiniging in stap twee van het Saneringscriterium. De Technische Commissie Bodembescherming (TCB) heeft in 2006 aangegeven dat het oppervlaktecriterium aangepast dient te worden aan de hedendaagse inzichten. Een eerder verschenen RIVM rapport heeft mogelijke aanpassingen voor het oppervlaktecriterium voorgesteld. Hierbij kwamen de volgende aspecten naar voren die van belang kunnen zijn bij de invulling van het oppervlaktecriterium in relatie tot bodemgebruik:

- 1. Soortendiversiteit** van een gebied wordt bepaald aan de hand van de soorten/ areaal curve waarbij de heterogeniteit (Z waarde) van een gebied in het huidige oppervlaktecriterium standaard is gezet op 0,15 en de toegankelijkheid voor soorten tussen gebiedstypes verschillend is.
- 2. Doorvergiftiging** van stoffen via accumulatie in voedselketens wordt nu niet meegewogen in het oppervlaktecriterium.
- 3. Ecosysteemdiensten** van de bodem kunnen ook als uitgangspunt dienen bij de beoordeling van ecologische risico's.
- 4. Uniciteit**, de zeldzaamheid van een gebied, kan als factor meewegen.
- 5. De mate van menselijke beïnvloeding** in een gebied kan ook meewegen bij de beoordeling.
- 6. Het relatieve oppervlak**, het verontreinigde oppervlak ten opzichte van het totale gebied, kan ook als modifierende factor meewegen bij de beoordeling.

In dit rapport wordt de visie van het bevoegd gezag, onderzoekers en eindgebruikers over het huidige oppervlaktecriterium beschreven. Daarnaast wordt hun visie gevraagd over mogelijke aanpassingen in relatie tot de zes bovengenoemde aspecten.

De belangrijkste punten die uit de interviews en workshop naar voren kwamen waren:

- 1) Het contact van de verontreiniging met de omgeving is belangrijker dan het oppervlak. Gebieden worden ingedeeld op basis van de grenzen van de verontreiniging, en niet op het totale ecosysteem wat logischer is met betrekking tot de samenhang van soorten met hun omgeving.
- 2) Het oppervlaktecriterium van 50 m² voor natuurgebieden is wel erg klein, aangezien het areaal van veel soorten groter is.
- 3) De soorten/ areaal curve kan verschillend zijn voor verschillende bodemsoorten.
- 4) Kleine organismen met een kleiner areaal hebben relatief meer last van bodemverontreiniging en zouden meer bescherming kunnen krijgen.
- 5) Het oppervlak voor industriegebieden is te groot, een onbedekt oppervlak van 0,5 km² wordt nooit bereikt en dus nooit beoordeeld voor ecologische risico's.
- 6) Doorvergiftiging hangt af van het trofische niveau en areaal van een soort en is daarom mogelijk al te ingewikkeld om in stap 2 mee te laten wegen. Als doorvergiftiging al in stap 2 wordt meegewogen, moet de samenhang met de omgeving duidelijk zijn.

- 7) Beschermen van bodemecologische processen is belangrijk; ecosysteemdiensten dienen gerelateerd te worden aan de functie van een gebied.
- 8) Rekening houden met het verontreinigde oppervlak ten opzichte van het hele gebied is nuttig als de grenzen van een gebied nauwkeurig bepaald worden, maar er moet wel een ondergrens gesteld worden bij de bepaling van het relatieve oppervlak.
- 9) De effecten van saneren op de ecologie zou beter onderzocht moeten worden. Mogelijk is het middel erger dan de kwaal.
- 10) Bodemlagen zouden op ecologische relevantie bemonsterd moeten worden. Dit moet dan per gebied bepaald worden.
- 11) De uniciteit van een gebied kan al in stap 2 meegewogen worden, maar hierbij dient rekening gehouden te moeten worden met de gevoeligheid van soorten. In een algemeen voorkomend natuurgebied kunnen soorten bijvoorbeeld gevoeliger zijn voor de betreffende verontreiniging.
- 12) De relatie menselijke beïnvloeding en verstoring is niet eenvoudig aan te geven binnen ecosysteemtipes.
- 13) Braakliggend terrein zou ingedeeld moeten worden naar het doel van het gebied.
- 14) Tuinen zijn zwaar verstoorde ecosystemen, waarbij de mens meer invloed heeft dan de verontreiniging zelf.
- 15) Het algemene beeld van de vegetatie kan in stap 2 al meegewogen worden.

Naar aanleiding van de interviews en de workshop worden de volgende aanbevelingen gedaan voor het oppervlaktecriterium:

1. De grenzen van een gebied kunnen beter bepaald worden aan de hand van bodemkwaliteitskaarten, luchtfoto's, op basis van natuurdoeltypen of bodemtypes.
2. Het areaal van natuurdoeltypen kan in stap 2 al meegewogen worden voor de afbakening van een gebied, zodat in stap 3 het aspect van doorvergiftiging beter geschat kan worden.
3. Het oppervlaktecriterium van stedelijk gebied kan blijven op bijvoorbeeld 0,5 km² op voorwaarde dat er geen sprake is van doorvergiftiging.
4. Het relatieve oppervlak van een verontreiniging kan gebruikt worden om het te klein geachte oppervlak van 50 m² voor natuurgebieden op te vangen. Hierbij is wel een ondergrens van bijvoorbeeld 1 ha nodig van het totale gebied, en kan het oppervlaktecriterium gezet worden op 500 m².
5. Landbouw en natuurgebieden kunnen mogelijk in een categorie groeperen.
6. In stap 2 kan al rekening gehouden worden met de ecosysteemdiensten van de bodem in relatie tot het bodemgebruik. De relatie met oppervlak zou aan kunnen sluiten met de soorten/areaal curve, aangezien er verondersteld wordt dat met de bescherming van soorten ook ecosysteemprocessen beschermd worden.
7. Voor elk gebiedstype moet duidelijk worden welke soorten er voorkomen en beschermd dienen te worden.

8. De indeling in gebiedstypes moet nader onderzocht worden; is een indeling in landelijk versus stedelijk wenselijk, of dient de middencategorie voor agrarische gebieden gehandhaafd te blijven?

1 Inleiding

1.1 Het Saneringscriterium

Het Saneringscriterium is een systematiek om te bepalen of er spoedeisende maatregelen nodig zijn om verontreinigde bodems te saneren. Er wordt hierbij onderscheid gemaakt in de beoordeling van humaan-toxicologische risico's, ecotoxicologische risico's en verspreidingsrisico's. De bepaling van de spoedeisendheid voor sanering is in drie stappen opgebouwd. Bij elke stap neemt de onzekerheid over het geschatte risico af, en daarom kan de beoordeling minder conservatief zijn bij elke volgende stap. Stap één van het Saneringscriterium bestaat uit de vaststelling of er sprake is van ernstige verontreiniging. Hierbij wordt getoetst of de interventiewaarden van stoffen zijn overschreden en wordt de omvang van de bodemverontreiniging bepaald. Stap 2 heeft als doel om in het geval van een ernstige verontreiniging, of een deel ervan, vast te stellen of er sprake is van onaanvaardbare risico's op basis van een beperkte set meetgegevens. Hierbij wordt een standaard risicobeoordeling uitgevoerd, zoals het bodemgebruik, het verontreinigde oppervlak, de totaalconcentraties van de verontreinigingen en kenmerken die de verspreiding beïnvloeden. Stap 3 is optioneel en bestaat uit een risicobeoordeling (locatiespecifiek) op basis van meer meetgegevens. Deze stap wordt uitgevoerd als er aanleiding is om te verwachten dat een meer specifieke risicobeoordeling voor het betreffende geval van verontreiniging tot een andere conclusie leidt. Vaak wordt deze stap uitgevoerd omdat er een mogelijke overschatting van de risico's is in de toegepaste methodieken in stap 2. Het Saneringscriterium is beschreven in de Circulaire bodemsanering (2006 en 2008).

1.2 Oproep tot aanpassing van het oppervlakcriterium

Het oppervlakcriterium vormt een onderdeel van de standaard beoordelingsmethode van de ecologische risico's van bodemverontreiniging in stap twee van het Saneringscriterium. Bij de vaststelling van het oppervlakcriterium wordt het aantal voorkomende soorten dat wordt blootgesteld aan de bodemverontreiniging als basis genomen als maat voor risico. De Technische Commissie Bodembescherming (TCB) heeft aangegeven dat het oppervlakcriterium aangepast dient te worden aan hedendaagse inzichten. Ook geeft de TCB aan dat er meer expliciet ingegaan moet worden op situaties waarbij het model de risico's niet goed schat of zelfs onderschat (TCB, 2006). De TCB adviseert om bij de criteria voor spoedeisende sanering uit te gaan van de ecologische diensten van de bodem.

Onlangs is er een RIVM rapport verschenen waarin de inhoudelijke achtergrond van het huidige oppervlakcriterium werd beschreven. Daarnaast werden er voorstellen gedaan voor mogelijke aanpassingen aan het oppervlakcriterium (Rutgers et al., 2008).

Voor deze studie zijn interviews gehouden met onderzoekers, eindgebruikers en mensen van het bevoegd gezag en wordt gevraagd wat hun visie is over mogelijke aanpassingen van het oppervlaktecriterium en hoe die toepasbaar kunnen zijn in praktijk.

1.3 Het huidige oppervlaktecriterium

Het oppervlaktecriterium zoals beschreven in de Circulaire bodemsanering 2006 werd in 1994 opgesteld door de TCB (TCB, 1994). De TCB heeft toen geprobeerd een antwoord te geven op de volgende vraag (persoonlijke communicatie Joop Vegter):

‘Kan er een op wetenschappelijke overwegingen gebaseerde methode voor "ecologische urgentie" worden ontwikkeld waarbij het gewicht van de beoordeling afhangt van het soort bodemgebruik?

De achtergrond van deze vraag was het debat van VROM met Vereniging VNO/NCW (Verbond van Nederlandse Ondernemingen en het Nederlands Christelijk Werkgeversverbond). In dit debat wilde de industrie worden uitgezonderd van ecologische beoordelingen. Vertegenwoordigers van grote steden lieten via de Vereniging van Nederlandse Gemeenten (VNG) merken dat zij hoge waardering voor ecologie in de stad ook weinig zinvol vonden. VROM wilde dat de beoordeling van bodemverontreiniging in alle gevallen uniform moest zijn, dus de beoordeling van risico's voor mensen, voor ecologie en voor verspreiding moesten altijd in de beoordeling worden betrokken.

De oplossing die de TCB voorstelde is om een glijdende schaal te maken waarbij verontreiniging in concentraties boven de HC50 in soortenrijke/ natuurlijke gebieden eerder als ecologisch spoedeisend wordt aangemerkt dan soortenarme woonwijken en industrieterreinen. De aanpak veronderstelde twee aspecten:

- 1) een schaalverdeling
- 2) ijkpunten op de schaal

Verder moest er aangegeven worden wat de ecologische impact is van bodemverontreiniging, zonder al te situatiespecifiek te worden. Dit leidde tot de volgende overwegingen:

- a) Hoe groter het verontreinigd oppervlak, hoe groter de ecologische schade.
- b) Hoe soortenrijker het gebied, hoe groter de ecologische schade.
- c) Soortenrijkdom is in natuur per m² hoger dan in woonwijken en veel hoger dan op industrieterreinen.
- d) Hoe hoger de concentraties van bodemverontreinigende stoffen, hoe hoger het risico (dit element wilde VROM betrekken in de overwegingen, ondanks dat de TCB vond dat het argument ‘concentratie verontreinigende stof’ al was opgenomen met de HC50).

De schaal die gezien bovenbeschreven overwegingen voor de hand lag, was de soorten/areaal curve voor vasteland (figuur 1). Deze curve is een van de oudste en best beschreven patronen in de ecologie, en werd al in het begin van de vorige eeuw beschreven op basis van de empirische relatie tussen het aantal soorten in een gebied en het oppervlak daarvan (Arrhenius, 1921):

$$S = c \cdot A^z$$

S= aantal soorten

C= een constante die varieert per taxonomische groep

A=oppervlak van het beschouwde gebied (km²)

Z= exponent van de soorten/areaal curve

Voor eilanden ligt de Z waarde tussen de 0,24 en 0,35; voor vasteland tussen de 0,12 en 0,18 (Nys, 1982; Rosenzweig, 1995). De relatie tussen het oppervlak en de habitatdiversiteit is sterk gecorreleerd, en verklaart de sterke relatie tussen soortendiversiteit en oppervlak (Rosenzweig, 1995). Eilanden worden gedefinieerd als gebieden waarvan de soorten afkomstig zijn door immigratie van soorten buiten het gebied. Zij hebben over het algemeen een lagere soortendiversiteit per oppervlak en een hogere Z waarde vergeleken met vasteland. Dit wordt verklaard door een lagere immigratiesnelheid en hogere kans op extinctie van soorten dan op vasteland. Afname van oppervlak op eilanden kost meer soorten dan op vasteland en verklaart de hogere Z waarde (Rosenzweig, 1995).

De TCB ging in 1994 uit van een z waarde van 0,15, gelijk aan de waarde die zij eerder adviseerde voor de bodemfauna op vasteland in landbouwgronden. Op basis hiervan is uitgerekend dat op 50 m², 5% van de Nederlandse soorten verwacht mag worden. Dit is een interessant ijkpunt voor natuur wat ecologische risico's betreft.

In het oppervlaktecriterium werd besloten dat in woongebieden en industrieterreinen de invloed van de mens zeer groot is en er in die gebieden geen sprake is van een soortenrijk ecosysteem. De ecologische 'toegankelijkheid' voor soorten is daar kleiner. Als dit in beschouwing wordt genomen, wordt pas bij een veel groter oppervlak 5% van de soorten aangetroffen. Woongebieden worden voor de helft toegankelijk beschouwd, en industrieterreinen worden voor slechts een kwart als toegankelijk beschouwd voor soorten. Met deze redenering kwam de TCB met de oppervlakten 50m² voor natuurgebieden, 5000 m² voor woongebieden en 500.000 m² voor industrieterreinen (TCB, 1994).

Deze beoordelingsmethode leidde ertoe dat industrieterreinen wel ecologisch beoordeeld worden maar vrijwel nooit gesaneerd dienen te worden op basis van ecologische risico's, woongebieden alleen als het oppervlak groot is, en bij natuurgebieden leidt al een gering ernstig verontreinigd oppervlak tot de conclusie dat er spoedeisende maatregelen nodig zijn.

De industrie was positief over de soorten/areaal benadering, omdat de kans dat ze op basis van alleen ecologische risico's moesten saneren gering was. Zij zagen ook wel in dat de omvang van een geval van bodemverontreiniging een belangrijk element is bij de beoordeling van ecologische risico's.

Het uiteindelijke criterium voor de beslissing of er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's en daarmee de eventuele spoed van sanering bestaat uit een combinatie van gebiedstype, oppervlakte en mate van Toxische Druk (tabel 1). Het gaat hierbij om bodemverontreiniging die zich geheel of ten dele bevindt in de bovenste 0,5 m van de onbedekte bodem. In specifieke gevallen van diepwortelende gewassen kan gemotiveerd worden om af te wijken van de laagdikte van 0,5 meter.

Tabel 1 Schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering. Afhankelijk van het gebiedstype hoeft de sanering van een geval niet met spoed te worden uitgevoerd indien de horizontale omvang van de onbedekte bodemverontreiniging binnen de contour voor Toxische Druk =0,2 kleiner is dan de aangegeven oppervlakte. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de situatie waarbij de Toxische Druk boven de 0,2 ligt of boven de 0,5 ligt.

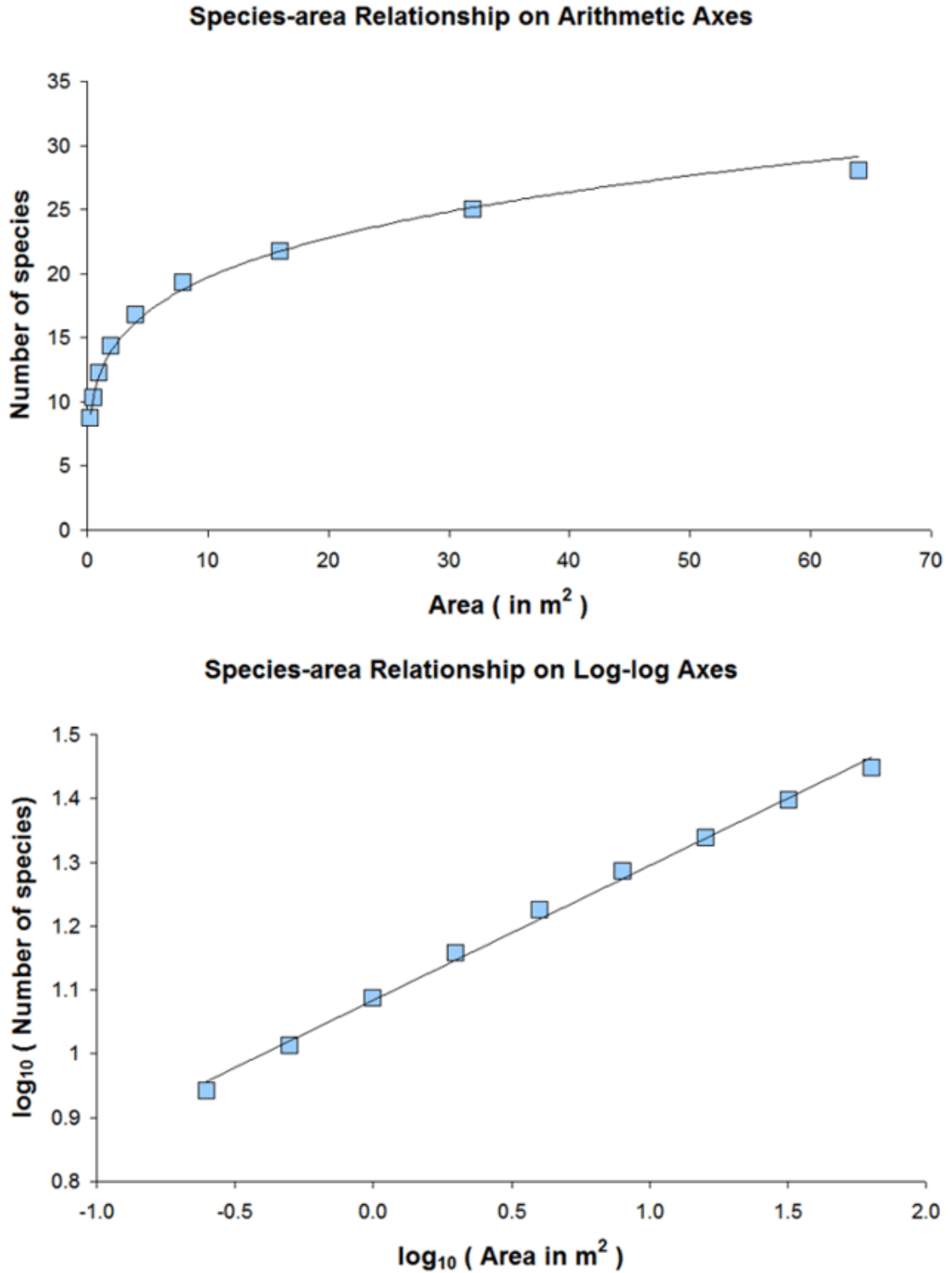
gebiedstype ²	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ¹ > 0,2)	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ¹ > 0,5)
<ul style="list-style-type: none"> • natuurgebieden • kern- en ontwikkelingsgebieden in de EHS³ 	50 m ²	50 m ²
<ul style="list-style-type: none"> • landbouw • wonen met tuin • moestuinen/ volkstuinten • groen met natuurwaarden 	5.000 m ²	50 m ²
<ul style="list-style-type: none"> • ander groen • bebouwing • glastuinbouw • industrie • infrastructuur 	0,5 km ²	5.000 m ²

¹ TD is de gemiddelde Toxische Druk van het mengsel van verontreinigde stoffen binnen een contour. Voor de standaardbeoordeling in het saneringscriterium wordt de contour voor TD=0,2 gebruikt. De TD wordt berekend op basis van de totaalgehalten van stoffen in bodemmonsters. Alle gehalten worden gecorrigeerd voor een standaardbodem.

² De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden. Indien een locatie in meerdere typen ingedeeld kan worden, dient voor het gevoeligste type gekozen te worden.

³ EHS = Ecologische hoofdstructuur.

Figuur 1: Voorbeeld van een soorten/ areaal curve (www.wikipedia.org)



2 Voorgestelde aanpassingen

Bij de invulling van het oppervlaktecriterium kunnen de volgende aspecten van belang zijn in relatie tot bodemgebruik (Rutgers et al., 2008):

1. soortendiversiteit
2. doorvergiftiging
3. ecosysteemdiensten
4. uniciteit
5. mate van menselijke beïnvloeding
6. het relatief oppervlak

De achtergronden van deze voorgestelde aanpassingen voor de invulling van het oppervlaktecriterium worden in de volgende paragrafen besproken.

2.1 Soortendiversiteit

De soortendiversiteit in een gebied wordt gebaseerd op de soorten/areaal curve. De Z waarde is in 1994 door de TCB gesteld op 0,15, en de toegankelijkheid (K) van de gebieden op 1 (volledig toegankelijk) voor natuur, op 0,5 voor woongebieden (voor de helft toegankelijk) en op 0,25 voor industrieterreinen. Een hogere Z waarde betekent dat er een hogere soortentoe name is bij een toename van het oppervlak. Dit kan gelden voor gebieden met een hogere habitat diversiteit, of voor geïsoleerde, slecht toegankelijke, gebieden met kleine populatiegroottes en daardoor hogere extinctiesnelheden. Mogelijke aanpassingen van de Z en K waarden kunnen zijn:

- 1) *Combinatie Z en K waarden.* In Rutgers et al. (2008) werd een voorstel gedaan om de Z en K waardes van de drie gebiedstypes op te splitsen in 9 gebiedstypes: een combinatie van 3 verschillende Z waardes met 3 verschillende K waardes.
- 2) *Relatie Z waarde met grootte oppervlak.* De oppervlakte van het gebied dat in beschouwing wordt genomen, heeft op ecologische schaal een impact; hoe groter het gebied wordt, hoe meer verschillende habitats er in het gebied voorkomen en hoe meer soorten er verwacht kunnen worden. De Z waarde van de soorten/areaal curve kan echter veranderen met het oppervlak dat in beschouwing wordt genomen. Voor planten is waargenomen dat op kleine schaal (cm² tot m²) de Z waarde klein is (0,1-0,2) maar sterk afhangt van de habitat. De grootste verandering in soortenrijkdom (Z waarde van 0,4-0,6) vindt plaats op intermediaire schaal (ha tot km²), waarbij compleet nieuwe habitats worden toegevoegd aan het gebied. Op de grootste ruimtelijke schaal (10 km²-100 km²), heeft Z een relatief lage waarde (0,1-0,4) (Crawley and Harral, 2001). Bij een toename van 1 ha tot 1 km² neemt het aantal soorten dus sterker toe dan bij een toename van 50 m² tot 5000 m². Dit veronderstelt dat het risico van verlies van 5% van de soorten, in het geval van een verontreiniging van 0,5 ha tot een paar ha in gebieden die in klasse

twee (weilanden) of drie (stedelijk gebied) vallen, mogelijk wordt onderschat en onterecht buiten beschouwing worden gelaten.

- 3) *Toegankelijkheid geïsoleerde gebieden*. De toegankelijkheid van een gebied wordt nu in beschouwing genomen in die zin dat niet toegankelijke gebieden minder soorten bevatten, en het oppervlakcriterium dus groter is dan bij toegankelijke gebieden. Er wordt hierbij geen rekening gehouden met het herstel van soorten. Gebieden die niet goed toegankelijk zijn, worden niet eenvoudig opnieuw gekoloniseerd door organismen (lage immigratiesnelheid). Dit speelt vooral in gefragmenteerde habitats, 'eilanden', zoals tuinen of akkers die door wegen worden gescheiden. Geïsoleerde gebieden hebben een hogere Z waarde en dit betekent dat het oppervlakcriterium voor gefragmenteerde habitats mogelijk te hoog is gesteld.

Nuancering van de Z waardes zijn dus mogelijk. Er kan bijvoorbeeld besloten worden om gefragmenteerde of gebieden met een oppervlak van 1 ha tot 1 km² een hogere Z waarde te geven om de soortendiversiteit in die gebieden beter te beschermen.

2.2 Doorvergiftiging

Bodemverontreinigende stoffen kunnen via accumulatie in voedselketens toxische effecten hebben op vogels en zoogdieren (doorvergiftiging). De route via de worm naar zoogdier of vogel wordt als meest kritische beschouwd. In Rutgers et al. (2008) wordt een voorstel gedaan om rekening te houden met het jachtgebied of territorium van vogels en zoogdieren. Een maximale aanvaardbare aantasting van bijvoorbeeld 10% van het territorium kan als uitgangspunt worden gekozen voor het oppervlakcriterium. Hierbij kan het natuurdoeltype (welke organismen horen bij een gebied en moeten beschermd worden?) van een gebied meewegen in criteria voor het oppervlak. Als er bijvoorbeeld wordt besloten dat uilen beschermd dienen te worden, kan het oppervlak groter gekozen worden dan bij de bescherming van woelmuizen die een kleiner territorium hebben.

Suggesties voor de blootstelling van stoffen:

Een ander uitgangspunt kan zijn om bij de beoordeling van ecologische risico's bij stap 2 of stap 3 te letten op de octanol/water partitie coefficient ($\log K_{ow}$) van een verontreinigde stof als maat waarin een stof een doorvergiftigende werking heeft. Dit geeft de ratio weer tussen de concentratie van een stof in octanol en in water. Voor de beoordeling van bestrijdingsmiddelen wordt dit al gebruikt. Als er meer stof is opgelost in octanol, is er meer kans op opslag in vet en meer risico op bioaccumulatie. Boven $\log K_{ow}$ 3 is er een potentieel gevaar op doorvergiftiging.

Naast de $\log K_{ow}$ kan er ook de Organic Carbon Absorption coefficient (K_{oc}) meegewogen worden. Dit geeft de mobiliteit van een stof in de bodem weer. De absorptie van een stof neemt toe met een toename van het organische stofgehalte en kleigehalte van de bodem. De K_{oc} heeft echter geen grenswaarde, en is daarmee moeilijker te relateren aan oppervlak. Met de waarden van K_{oc} en K_{ow} , kan de concentratie stof in een worm berekend worden, en daarmee kan het risico van bioaccumulatie geschat worden.

2.3 Ecosysteemdiensten

In het huidige oppervlaktecriterium is het uitgangspunt de bescherming van soorten. De veronderstelling hierbij was dat als soorten beschermd worden, dat dan ook het ecosysteem beschermd is. Een ander uitgangspunt zou de bescherming van ecologische processen kunnen zijn. Ecologische processen van de bodem, de zgn. ecosysteemdiensten, worden opgedeeld in tien diensten (Tabel 2). Ecosysteemdiensten die relevant zijn voor het functioneren van het gebied, zouden hierbij beschermd kunnen worden. In een waterwinningsgebied is bijvoorbeeld het zelfreinigende vermogen van de bodem van belang, in een akker is de nutriëntenlevering van de bodem relevant etc. De relatie tussen ecosysteemdiensten en oppervlak is in Rutgers et al. (2008) uitgedrukt als rechtevenredig. Hoe groter het verontreinigde oppervlak, hoe groter het negatieve effect, in kwantitatieve zin, op de meeste ecosysteemdiensten van de bodem.

Een uitwerking zou als volgt kunnen zijn:

Ecosysteemdiensten in landbouw- en natuurgebieden zijn even belangrijk, maar ecosysteemdiensten in stedelijk gebied en op industrieterreinen worden op een lager beschermingsniveau beoordeeld en zijn minder belangrijk voor het functioneren van het gebied. Deze gebiedstypen kunnen dus opgesplitst worden in twee categorieën. Bij een TD waarbij 20% van de soorten is aangetast, is 5000m² het criterium, bij stedelijk gebied 15.000 m². Hierbij worden ecosysteemdiensten in stedelijk gebied dus als tien keer minder belangrijk beschouwd dan in natuur en landbouw. Bij een TD waarbij 50% is aangetast, is het oppervlaktecriterium in landbouw- en natuurgebieden 500 m² en in stedelijk gebied 5000 m².

Tabel 2 Ecosysteemdiensten en het belang voor de kwaliteit van de bodem (TCB, 2003)

Ecosysteemdiensten	Productiefunctie
bodemvruchtbaarheid (VROM: productiefunctie)	1. nutriënten retentie en levering 2. bodemstructuur en organische stof 3. ziekten en plaagwering
adaptatie en veerkracht (VROM: weerstand en flexibiliteit)	4. weerstand tegen stress, herstelvermogen 5. vermogen tot omzetting naar ander bodemgebruik (flexibiliteit)
buffer en reactorfuncties (VROM: milieufuncties)	6. fragmentatie en afbraak organisch materiaal 7. zelfreinigend vermogen 8. waterretentie 9. klimaatfuncties (vocht, temperatuur, broeikasgassen)
biodiversiteit	10. habitatfunctie

2.4 Uniciteit

Uniciteit wordt in Rutgers et al. (2008) gedefinieerd als zeldzaamheid. Zeldzame, waardevolle gebieden zouden een strenger oppervlaktecriterium kunnen krijgen (meer bescherming) dan minder zeldzame gebieden. Bijzondere natuur, of een gewaardeerd park, kan op deze manier beter beschermd worden.

2.5 Mate van menselijke beïnvloeding

De mate van menselijke beïnvloeding kan meewegen bij de beoordeling in welke mate een ecosysteem beschermd dient te worden. Een weinig beïnvloed systeem zou dan meer bescherming kunnen krijgen dan een sterk beïnvloed gebied. Dit is een lastige factor, aangezien bijna geen enkel gebied in Nederland niet is beïnvloed door de mens. Zelfs in natuurgebieden speelt de mens nog een grote rol (bijv. de handhaving van heide op de Veluwe). Bovendien piekt diversiteit van organismen bij een intermediair verstoringsniveau, ongeacht of de verstoring door de mens of door de natuur zelf komt (Rosenzweig, 1995). Als de mate van menselijke beïnvloeding dus zou meewegen bij de beoordeling, zouden mild verstoorte systemen met mogelijk meer biodiversiteit, minder bescherming krijgen dan niet verstoorte systemen met mogelijk minder biodiversiteit.

2.6 Het relatieve oppervlak

Het relatieve verontreinigde oppervlak (verontreinigde oppervlak ten opzichte van het hele gebied), bijvoorbeeld 10%, zou een modificerende factor kunnen zijn voor het oppervlaktecriterium. Als het relatieve oppervlak van de verontreiniging klein is, is het gebied in z'n geheel mogelijk niet aangetast wat ecologie betreft. In grote, aaneengesloten, ecosystemen zou dit een rol kunnen spelen.

Het absolute oppervlak van de verontreiniging zou dan echter ook als modificerende factor meegewogen moeten worden. De grootte van het verontreinigende oppervlak mag niet te groot zijn, anders worden mogelijk nog te veel soorten of ecosysteemdiensten aangetast. Het absolute oppervlak van de verontreiniging mag bijvoorbeeld niet groter zijn dan een ha, ook al valt het relatieve verontreinigde oppervlak onder de 10%.

Het relatieve oppervlak en het absolute oppervlak van de verontreiniging zouden kunnen meewegen in de beoordeling. Grenzen van het gebied kunnen zijn: gemeentegrens, grenzen op basis van de bodemkwaliteitskaarten, grenzen laten aansluiten bij het natuurdoeltype, lokaal uniek element (zie uniciteit).

3 Algemeen oordeel van de aanpassingen

Adviseurs (adviesbureaus), ambtenaren van het bevoegd gezag (VROM, gemeentes, provincies) en onderzoekers (universiteiten en instituten) zijn telefonisch geïnterviewd om hun oordeel te geven over het huidige oppervlaktecriterium en de voorgestelde aanpassingen. Hieronder staan puntsgewijs de uitspraken van alle geïnterviewde personen opgesomd.

3.1 Bevoegd gezag

3.1.1 Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes

Het bevoegd gezag reageert wisselend op de vraag of er andere oppervlaktes vastgesteld moeten worden op basis van verschillende Z en K waardes, en of de gebiedstypes juist zijn ingedeeld.

Argumenten en suggesties die aangedragen worden zijn:

- Het oppervlak van de vervuiling is niet van belang, maar het gaat om het effect op de natuurdoeltypen die er zijn voor het gebied. Er wordt in de Kempen gekeken naar het aantal dieren dat last heeft van de blootstelling, en dan gaat het om de dieren die tot de natuurdoeltypen van het gebied behoren. De overschrijding van de fractie van dieren die aangetast wordt, is een beleidsmatige keuze. Als de effecten groot zijn, moet er gesaneerd worden, ook al is het oppervlak heel groot.
- De indeling van gebiedstypes is goed. Grote parken gaan wat betreft het functioneren al richting natuurgebied en zouden dus meer bescherming verdienen, maar die nuancering moet pas gemaakt worden in stap 3.
- Tuinen hebben een sterk 'eiland effect' (geïsoleerd van andere tuinen), maar door menselijke invloeden is er ook weer veel verspreiding van kleine bodemorganismen. Daardoor is er weer compensatie van de afname in koloniseerbaarheid bij gefragmenteerde habitats, zoals tuinen.
- Er zouden natuurdoeltypen voor de stad gedefinieerd kunnen worden zodat de bescherming van soorten zich specifiek daar op kan richten.
- Voor mensen is de natuurwaarde in de stad heel duidelijk, maar wat betreft diversiteit aan soorten zijn natuurgebieden het belangrijkste. De indeling van tuinen in de middencategorie is daarom juist.
- Een extra kolom zou toegevoegd kunnen worden aan het oppervlaktecriterium. Het bodemtype zou hier in kunnen staan op basis van pH, organische stof en lutum. Er kan dan een onderscheid gemaakt worden in extreme gronden (pH<5, 2% organische stof en 2% lutum), minder extreme gronden (5<pH<6.5, 2%< organische stof< 5%, 2%<lutum< 8%) en niet extreme gronden (pH>6.5, 5% organische stof en 8% lutum). Voor extreme gronden kan dan een TD van 0,2 gehanteerd worden, voor niet extreme gronden een TD van 0,5 of hoger, omdat de ecologische effecten daar veel kleiner zijn.
- Braakliggende terreinen kunnen tijdelijke natuur genoemd worden. Indeling in gebiedstype hangt af van het doel van het terrein.

- De verdeling tussen onbedekt versus bedekt oppervlak levert soms nog wat verwarring, maar is met behulp van kaarten goed op te lossen.
- Oppervlakte in stap 2 zegt niet zoveel. Er wordt vaak toch nog locatiespecifiek bodemonderzoek gedaan om te controleren of er wel ecologische risico's zijn.
- Voor natuurgebieden is 50 m² is wel erg klein in praktijk. Het oppervlakcriterium werkt goed, maar voor natuurgebieden zou het genuanceerd kunnen worden. Voor natuur kan het oppervlak specifiek gemaakt worden door het doel te definiëren. Voor botanische doelstelling zou 50 m² aangehouden kunnen worden, voor weidevogels bijvoorbeeld 1000 m². Ganzen verblijven ergens kort, dus dan kan het oppervlak ook groter gekozen worden. De 5000 m² voor akkers en 0.5 km² voor industrie werkt goed.
- Veel saneringen vinden in het kader van ruimtelijke ontwikkeling plaats voor zowel natuur- als voor stadsontwikkeling. Er zou ook een samenhang kunnen zijn tussen de ecologische urgentie en de bodemambities. Als dat allemaal netjes wordt uitgewerkt dan voegt het oppervlakcriterium weinig meer toe. Wat wel blijft is het feit dat ecologische schade afhangt van het oppervlak. De soorten/areaal curve blijft dus relevant. Nieuwe wetenschappelijke elementen zijn wellicht te vinden in het boek uit 2001 (en latere werk) van Stephen Hubbell - The Unified Neutral Theory of Species Biodiversity and Biogeography,
- Stap 2 is vaak niet relevant, omdat na stap 1 meteen doorgedaan wordt naar stap 3. In de industriegebieden wordt nooit een oppervlak van 0,5 km² bereikt, omdat het perceel veel kleiner is dan 0,5 km². Een veel zuiverder beeld kan verkregen worden als het hele gebied bekend is en daar monsters van genomen worden. De gebieden kunnen afgeleid worden van bodemkwaliteitskaarten. Die kaarten delen gebieden in op functies, dus natuur, industrie, recreatie etc. Gebieden moeten dus gescheiden worden op verontreinigingsgraad en het totale gebied, en niet op de grenzen van het geval.
- Het is moeilijk uit te leggen aan mensen als tuinen afgegraven moeten worden vanwege ecologische risico's.
- Er wordt soms gewerkt met een andere systematiek dan het saneringscriterium, met het Functiegerichte Bodemkwaliteit Systematiek (FBS). Hierbij wordt lutum, organisch stof en pH bepaald. Er wordt hier geen rekening gehouden met het oppervlak.
- Voor natuurgebieden is in praktijk een oppervlak van 50 m² erg klein. Een idee zou zijn om met gemiddelde interventiewaardes te werken voor het hele gebied. Hierbij moeten dan de oppervlaktes meewegen.
- Op industrieterreinen wordt bijna nooit tegen ecologische risico's aangelopen.
- De basis van 50 m² is goed. De gebiedstypes kunnen opgedeeld worden, bijv. de bijzonderheid van een gebied.
- Bij de Krimpenerwaard ligt de landbouw soms naast natuurgebieden. De grens is voor grutto's niet duidelijk en ze eten van beide gebieden. Dus het is dan niet logisch om die twee gebieden op te delen. Voorstel kan zijn om gebiedstypes op te delen in zand, klei, veen en per bodemtype het gebruik te definiëren. Indirect wordt de biobeschikbaarheid van stoffen ook al verwerkt als rekening wordt gehouden met het percentage lutum en organische stof. Voorstel is om veenweide misschien apart te zetten in rij, zodat die gebieden zijn te beoordelen ongeacht of ze tot natuurgebieden of landbouw behoren.

- Braakliggend terrein heeft vaak geen bestemming, maar de natuur kan daar floreren omdat er geen mensen komen. Vaak zijn dat oude afvalstortplaatsen van 1 tot 3 ha. Deze gebieden vallen dan onder de 0,5 km² grens, maar dat is onterecht omdat onbekend is hoe het met de ecologie ervoor staat. Dus voor braakliggende terreinen zou 50.000 m² gehanteerd kunnen worden.
- Vaak heeft men te maken met een opgedeeld vlak bij stedelijk gebied, bijv. een tuin, dus het oppervlak dat verontreinigd is, is veel kleiner dan 0,5 km². Bodemkwaliteitskaarten gebruiken is een heel goed idee om de grenzen van het gebied te bepalen. Er dient wel rekening gehouden te worden met het toekomstige gebruik van het gebied.

3.1.2 Doorvergiftiging

De volgende aspecten worden naar voren gebracht over de vraag of doorvergiftiging al in stap 2 meegewogen moet worden, en welke criteria daarvoor gehanteerd zouden moeten worden:

- Er wordt in natuurgebieden in de Kempen gelet op doorvergiftiging van planten en wormen naar dieren.
- Egels, muizen en mollen spelen een belangrijke rol in stedelijk gebied. Vooral vleeseters lopen een risico op doorvergiftiging, omdat de route vooral via wormen gaat en veel minder via planten. Drins (organische chloorpesticiden) zijn een probleem in deze organismen.
- In stedelijk gebied komen vooral eksters en roofvogels voor die aangepast zijn aan versturende systemen.
- Doorvergiftiging in de stad speelt geen grote rol. Hogere predatoren komen daar niet veel voor. In weilanden, natuurgebieden en aaneengesloten groen is het effect van doorvergiftiging wel van belang en kan al meegewogen worden in stap 2. Doorvergiftiging in de stad is niet eenvoudig te bepalen en dient nader onderzocht te worden in stap 3 (locatiespecifiek). Vooral voor K strategen (organismen die zich langzaam voortplanten) is het risico van doorvergiftiging belangrijk om te weten, opportunisten daarentegen kunnen zich makkelijker aanpassen aan verstoringen.
- Doorvergiftiging misschien niet meenemen, wordt te ingewikkeld.
- Log K_{ow} relateren aan log oppervlak is een heel goed idee. Mogelijk moet het oppervlak strenger zijn bij natuur en weiland.
- Doorvergiftiging van zware metalen is geen probleem, de doorvergiftiging stopt bij regenwormen en woelmuizen. Bij organische verbindingen is dat anders, en moet per organische stof besloten worden.
- Log K_{ow} voldoet niet als grondslag voor de inschatting van het risico. Elke prooi heeft een andere concentratie aan stoffen. Per predator moet gekeken worden naar zijn voedselpakket. In muizen bijv. hogere concentratie dan in jonge konijnen, die moeten dan gemiddeld worden voor het risico van bijv. uilen.
- De kennis die bij stap 3 is opgedaan met TRIADE onderzoek moet gebruikt worden om stap 1 en 2 te verfijnen. We hebben nu mogelijk nog niet genoeg kennis over doorvergiftiging om dat al bij stap 2 generiek te maken. Het model voorspelt nu al anders dan de werkelijkheid.

3.1.3 Ecosysteemdiensten

De inzichten van het bevoegd gezag over het beschermen van bodemecologische processen zijn als volgt:

- Er wordt in natuurgebieden in de Kempen niet gelet op ecosysteemdiensten van de bodem, maar vooral op de doelstellingen voor natuur.
- Er wordt gedacht dat ecosysteemdiensten geen recht evenredig verband hebben met oppervlak, omdat de verspreiding van bodemorganismen laag is.
- Aanpak van beschermen van processen van de bodem is een goed idee. Vaak wordt de bodem verkeerd beheerd en daardoor verstoord.
- Bescherming van de bodem is moeilijk want er is nog veel discussie over en er is nog geen maatlat voor. Het is wel zo dat de bodem nu meer aandacht krijgt, denk aan het project SPADE.
- Ecosysteemdiensten van de bodem beschermen klinkt logisch, maar hoe? Vaak komen op de verontreinigde locaties bijzondere soorten voor die je wilt beschermen. Ecologische processen zijn al veranderd door verontreiniging, en de natuur heeft zich daarop aangepast (denk aan het zinkvioletje).
- Bodemecologische processen beschermen is een goed idee, maar dan dienen de ecosysteemdiensten gerelateerd te worden aan het gebied, maar ook aan het bodemtype. Dat wordt al snel erg complex. Misschien meer iets voor stap 3?
- Het is lastig om bodembescherming te relateren aan ecosysteemdiensten. Er zitten te veel haken en ogen aan, het is meer iets voor later. Er zijn zoveel factoren bepalend voor effecten van stoffen op het ecosysteem, zoals het bodemtype.

3.1.4 Uniciteit

De volgende reacties kwamen op de vraag of zeldzame ecosystemen extra bescherming verdienen:

- Binnen natuurgebieden in de Kempen wordt onderscheid gemaakt in zeldzame gebieden, zoals bloemrijk grasland en vochtig schraalland. Deze gebiedstypes krijgen meer bescherming.
- Zeldzame ecosystemen worden vanuit andere, niet op stoffen gerichte, regelgeving al zeer goed beschermd. Er is hier dus geen extra indeling voor nodig. Vaak mag in een zeldzaam natuurgebied niet gegraven worden, dus saneren wordt dan juist heel moeilijk.

3.1.5 Menselijke beïnvloeding

De volgende opmerkingen werden gemaakt over de vraag of de mate van menselijke beïnvloeding meegewogen moet worden bij de beoordeling:

- Tuinen zijn ingesteld op verstoringen door mensen.
- In de stad lijdt de ecologie meer onder de mens dan onder de verontreiniging. Het is zelfs zo dat als er ecologische risico's zijn, en er om het gebied een hek wordt gezet, de natuur zelfs profiteert omdat de mens dan het gebied niet kan verstoren.

3.1.6 Het relatieve oppervlak

Opmerkingen naar aanleiding van het voorstel om rekening te houden met het verontreinigde oppervlak ten opzichte van het hele gebied zijn:

- Het gebruik van een relatief oppervlak is een zeer goed idee. Luchtfoto's kunnen gebruikt worden om de grenzen van het gebied te bepalen. Als grens van het systeem kunnen ook locatiegrenzen of wijkgrenzen gebruikt worden, maar dit geeft geen goede ecologisch relevante grens aan.
- Vooral voor natuurgebieden zou het relatief oppervlak interessant kunnen zijn. Een oppervlak van 50 m² is wel erg klein als het gebied zeer groot is.
- Relatief oppervlak is lastig in een deelproject, want er is dan geen kennis van het hele gebied. Natuurdoeltypen kaarten van de provincies kunnen gebruikt worden om de grenzen van het deelgebied te bepalen.
- In praktijk speelt de grootte van de locaties een rol. Het geval moet beter afgebakend worden: hoe is de samenhang van de verontreinigde locatie met de rest van de gebieden? Hierbij moet dus gelet worden op het relatieve oppervlak van de verontreiniging, en niet alleen op het absolute oppervlak. Dan kan ook besloten worden om maar een deel te saneren.
- Relatief oppervlak werkt niet als de verontreiniging een paar ha is, is toch wel een groot gebied. Misschien moet er een ondergrens gesteld worden bij de bepaling van het relatief oppervlak, zodat grote verontreinigde oppervlakken er niet onterecht doorheen komen.
- In de Krimpenerwaard waren de gedempte sloten verontreinigd, maar dit besloeg maar 5% van het areaal. Toch was er mogelijk al risico op doorvergiftiging voor grutto's, de waardes uit de grutto eieren waren al bijna significant hoog. Als het relatieve oppervlak van de verontreiniging dan meegewogen was, zou het risico op doorvergiftiging onderschat worden.
- Bij de vaststelling van het relatieve oppervlak gaat het om de actieradius van soorten, en dat is lastig generiek te maken.

3.1.7 Andere opmerkingen of aangedragen aanpassingen

Andere opmerkingen die gemaakt zijn door het bevoegd gezag:

- De vraag is of saneren wel goed is voor het ecosysteem, mogelijk is 'het middel erger dan de kwaal'. Er wordt dus zeker wel gewacht op een studie die de verschillende effecten van saneren op de ecologie aangeeft. Want waarom zou je bepalen of er een ecologisch risico is, als je toch geen maatregelen kunt nemen?
- In de risicotoolbox zitten misschien ook factoren die mee kunnen wegen voor het oppervlakcriterium.
- De contouren binnen een gebied moeten bij elkaar opgeteld worden voor de bepaling van het oppervlak, maar dit wordt niet meer genoemd in de Circulaire.
- Als er gesaneerd wordt, wordt er vaak 0,5 m grond op gelegd. Dit is grond wat ergens anders vandaag komt, maar chemisch gezien schoon. De ecologie wordt dan mogelijk

- niet hersteld zoals die was, want er is een totaal nieuwe bodem op gelegd. Mogelijk is kolonisatie van bodemorganismen die er al zaten erg moeilijk in deze nieuwe grond.
- Geoturbatie komt ook nog voor, mogelijk komt verontreinigde grond weer boven na saneren.
 - Er is behoefte aan een studie van effect saneren op ecologie, en herstel van de schade aan de bodemorganismen.
 - Het oppervlak van 50 m² komt overeen met een raster van 7 x 7 m en 0,5 m diep. Het volumecriterium waarbij je bodemverontreiniging meet is 25 m³ en deze maat geldt voor alle risico's. Dit staat in het EU onderzoeksprotocol, en is om de lokale bodemverontreiniging te detecteren. Het idee is dat bij een oppervlak kleiner dan 7 x 7 m, er geen sprake is van bodemverontreiniging.
 - Probeer bij generieke stappen zo conservatief mogelijk te zijn.
 - Er wordt nu standaard op 50 cm diep gemeten, hoewel dat soms niet ecologisch relevant is. In een veen gebied bijvoorbeeld bevindt zich op 30 cm diepte het grondwater al. Ook wordt er nu niet gelet op de bodemopbouw: bij omgeploegde akkers is bijvoorbeeld 30 cm omgewoeld en daaronder zit grond wat nooit verstoord is geweest. Bodemlagen moeten dus op ecologische relevantie bemonsterd worden.
 - We hebben mogelijk al genoeg kennis van bodemtype en biobeschikbaarheid om in stap 2 te gebruiken.

3.2 Onderzoekers

3.2.1 Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes

Argumenten en suggesties die aangedragen worden door onderzoekers naar aanleiding van de huidige oppervlaktes, de Z en K waardes en de indeling van de gebiedstypes zijn:

- Benadering van soorten/areaal curve is goed, je zou iets met de Z en K waardes kunnen doen, maar de range voor natuur wordt dan 12 tot 300 m² en dat is te ruim. Laat het dus bij 50 m².
- De heterogeniteit van de habitat moet meegewogen worden, vooral in natuur, dus daar ken een grotere Z waarde gekozen worden.
- De grootte van het areaal waarin soorten leven is van belang. Soorten die voorkomen op een groot areaal, ondervinden minder last van bodemverontreiniging dan soorten die voorkomen op een klein areaal. Over het algemeen zijn soorten die op een klein areaal leven, klein. Er zou dus meer bescherming gegeven kunnen worden aan kleinere organismen.
- Binnen natuurgebieden zou er voor elk soort natuurgebied een soorten/ areaal curve moeten worden opgesteld. Elk natuurgebied heeft z'n eigen Z waarde. Het ene gebied is homogener dan het andere.
- De grootte van een weiland of akker is vaak 5000 m². Sloten zijn vaak verontreinigd en hun oppervlak valt dan, mogelijk ten onrechte, onder de grens van 5000 m². Hierbij geldt dat het contact met de omgeving belangrijker is dan het oppervlak.

- Ook in de stad speelt ecologie een rol, veel rode lijst soorten komen voor in bijvoorbeeld Amsterdam. Slootranden en groenstroken in de stad komen vaak, mogelijk ten onrechte, weer onder de grens van 0,5 km².
- Soorten/ areaal curve kan verschillend zijn voor verschillende bodemsoorten.
- Er is waarschijnlijk geen verschil in bodembiodiversiteit in weiland, akkerbouw en natuur. Bepaalde soorten, zoals mycorrhiza's kunnen in natuurgebieden meer voorkomen dan in akkers, maar over de hele linie is er geen verschil in bodembiodiversiteit. Het voorstel is dan ook om natuur, weiland en akkerbouw in een zelfde categorie te stoppen, en bebouwde gebieden in een tweede categorie. Weidevogels doen het zelfs beter op bemeste weilanden, want er is meer te eten. Er is meer voedsel in akkers, dus dat pleit er ook voor om geen onderscheid te maken tussen natuur en weiland. De ecologische risico's zijn hetzelfde op natuur, weiland en akker.
- In de categorie wonen met tuin wordt waarschijnlijk eerder gesaneerd vanwege humane risico's dus dit oppervlak kan je dan groter kiezen voor de beoordeling van ecologische risico's.
- In natuurgebieden is nu gesteld dat op een oppervlak van 50 m², 5% van de soorten mogelijk wordt aangetast, maar buiten die 50 m² komen ze ook nog voor. Die soorten zijn dus niet meteen verdwenen.

3.2.2 Doorvergiftiging

De volgende aspecten worden naar voren gebracht over de vraag of doorvergiftiging al in stap 2 meegewogen moet worden, en welke criteria daarvoor gehanteerd zouden moeten worden:

- Voor bestrijdingsmiddelen wordt nu de log K_{ow} gebruikt. Boven log K_{ow} 3 is er een potentieel gevaar op doorvergiftiging. Je zou kunnen letten op de soorten die je wilt beschermen, bijvoorbeeld criteria van oppervlak nuanceren door territoria van de te beschermen organismen mee te wegen. De verspreiding van een muis is veel kleiner dan die van een uil. Als besloten wordt dat uilen beschermd moeten worden, kan dus een groter oppervlak genomen worden als criterium. Daarnaast kan de K_{oc} (absorptie coëfficiënt aan de bodem) meegenomen worden bij de beslissing, maar deze heeft echter geen grenswaarde. De waarden van K_{oc} en van K_{ow} kunnen gebruikt worden om de concentratie in een worm berekenen en zo kan het eventuele risico van bioaccumulatie geschat worden.
- Er kan een lijst gemaakt worden van alle fauna en hun areaal, en bijvoorbeeld 5 % aantasting van hun areaal kan als criterium genomen worden. Log K_{ow} 3 kan genomen worden voor organische verbindingen, en voor kwik en cadmium kan de aanwezigheid al een maat zijn. Het is lastiger om een grens te bepalen voor metalen die voor het organisme nodig zijn, maar het is mogelijk om een grens te maken. Deze criteria zouden evenredig gerelateerd kunnen worden aan de log van het oppervlak.
- Het gebruik van de log K_{ow} is een goed idee. Voor zware metalen heb je nog de bioconcentration factor (BCF) die de verhouding weergeeft tussen de concentratie in gewassen en die in de bodem. De BCF geeft een idee voor risico's van gewassoorten en diersoorten.

- Houd rekening met het jacht areaal van soorten en de natuurdoeltypen bij doorvergiftiging. Wanneer heeft bijvoorbeeld Kievit last van de verontreiniging en bij welk percentage van zijn areaal? Per natuurdoeltype moet dit vastgesteld worden.

3.2.3 Ecosysteemdiensten

De inzichten van onderzoekers over het beschermen van bodemecologische processen zijn als volgt:

- Alle ecosysteemdiensten moeten meegewogen worden omdat zij direct effect hebben op bovengrondse organismen. Ecosysteemdiensten zouden gekoppeld kunnen worden aan de functie van het gebied en de verontreinigende stof, bijvoorbeeld het zelfreinigend vermogen van de bodem is vooral belangrijk bij mobiele stoffen zoals olie in een drinkwatergebied.
- Ecosysteemdiensten lopen niet lineair met het oppervlak, omdat bijvoorbeeld de afbraak van organische stof heel erg verschillend is binnen ecosysteemtypes. Het is bovendien te ingewikkeld. De focus moet op soorten zijn, daarnaast mogelijk op processen.

3.2.4 Uniciteit

De volgende reacties kwamen op de vraag of zeldzame ecosystemen extra bescherming verdienen:

- Als er besloten wordt om bij stap 2 niet verder te gaan met stap 3 of met saneren, dan op voorwaarde dat er geen uniciteit bij of in je systeem is.
- Binnen elke categorie zou je de uniciteit kunnen aangeven.
- De zeldzaamheid van het gebied zou meegewogen kunnen worden, en bovendien afhankelijk moeten zijn van de maatregelen die er zijn voor saneren.

3.2.5 Menselijke beïnvloeding

De volgende opmerkingen werden gemaakt over de vraag of de mate van menselijke beïnvloeding meegewogen moet worden bij de beoordeling:

- Zelfs in industrieterreinen kunnen vogels het heel goed doen, omdat er rust is. Het is niet eenvoudig om aan te geven in welke gebieden de menselijke beïnvloeding meer of minder is.
- Er is een autocorrelatie tussen menselijke beïnvloeding en verontreiniging, want waar mensen bezig zijn, is ook veel bodemverontreiniging. Dus hier heb je niet zoveel aan om mee te laten wegen.

3.2.6 Het relatieve oppervlak

Opmerkingen naar aanleiding van het voorstel om rekening te houden met het verontreinigde oppervlak ten opzichte van het hele gebied zijn:

- Het relatieve oppervlak kan meegewogen worden als de grenzen van het gebied duidelijk zijn, zoals in een park of in een tuin. Hierbij kan meegewogen worden of het gebruik van het gebied wordt aangetast.
- Waarschijnlijk is het criterium voor natuur nog strenger als je relatief en absoluut oppervlak laat meewegen, omdat natuurgebieden vaak zo klein zijn. Ecosysteemtype, op basis van vegetatietype of begroeiing, zouden grenzen kunnen zijn. Dit kan vastgesteld worden met luchtfoto's.
- Het relatieve oppervlak moet meegewogen worden. De afmeting van het ecosysteem moet hierbij een rol spelen.

3.2.7 Andere opmerkingen of aangedragen aanpassingen

Andere opmerkingen die gemaakt zijn door onderzoekers:

- De kwetsbaarheid van soorten in een natuurgebied is nu al te analyseren, maar dit zou ook gedaan kunnen worden voor andere gebieden. Je moet dan wel weten welke soorten in welk gebied voorkomen en het type stof van de verontreiniging. Met concentratie van stoffen kan nog niet gewerkt worden omdat er geen toxiciteitgegevens voor doelsoorten bekend zijn.
- Vervuiling moet gerelateerd worden aan de maatregelen die er zijn. Dit is belangrijk, want als de maatregel de ecologie weer verpest (bijvoorbeeld op een blauwgrasland) dan heeft saneren ook geen zin.

3.3 Adviseurs

3.3.1 Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes

Argumenten en suggesties die aangedragen worden door eindgebruikers naar aanleiding van de huidige oppervlaktes, de Z en K waarden en de indeling van de gebiedstypes zijn:

- Oppervlaktes van 50 m², 5000m² en 0,5 km² zijn al streng genoeg. Voor tuinen zou het iets anders kunnen zijn, omdat mensen die er wonen het liever gesaneerd zien, ook al zijn er geen humane risico's. Het gaat mensen niet om de ecologie, maar om de humane risico's. Zij maken het onderscheid niet. In stap 3 wordt toch nog specifiek gekeken of het gesaneerd moet worden, dus de indeling zoals die er nu is, is goed. Toegankelijk van gebieden hoeft niet verder opgedeeld te worden.
- Waarden boven de 10 x HC50 komen weinig voor.
- Grootschalige recreatie kan al gezien worden als natuurgebied, maar het maken van dat onderscheid hoort bij stap 3. Industrie wat later weer gebruikt gaat worden voor andere doelen, moet ook strenger beschermd worden, maar die beslissing hoort ook bij stap 3.
- In praktijk is 50 m² al klein, elke 7 m meten is al veel werk. Dus 50 m² is zeker klein/streng genoeg.

- De oppervlaktes zoals die nu zijn vastgesteld voor natuur en weilanden, werken goed, maar 0,5 km² onbedekt oppervlak is wel erg groot voor klasse 3. Hierin is braakliggend terrein een vreemde categorie. Dit moet genuanceerd worden naar het doel van het gebied, of de functie van het gebied wat het moet worden.
- In tuinen heeft verstoring van de mens meer impact op de ecologie dan de verontreiniging zelf.
- Voor natuur is 50 m² klein. In stap 3 wordt vaak gemotiveerd dat het niet gesaneerd hoeft te worden. Daarbij letten adviesbureaus al op het relatieve oppervlak. Ze nemen bij de metingen van stap 2 meteen monsters mee voor stap 3, en meten daar de nematoden in. Die vergelijken ze met een niet-verontreinigd, vergelijkbaar gebied. Als de nematodensamenstelling niet heel anders is, wordt er niet gesaneerd.
- In uilen en steenmarters worden hoge PCB gehalten gevonden, dus vaak foerageren die dieren toch in stedelijk gebied.

3.3.2 Doorvergiftiging

De volgende aspecten worden naar voren gebracht over de vraag of doorvergiftiging al in stap 2 meegewogen moet worden, en welke criteria daarvoor gehanteerd zouden moeten worden:

- Doorvergiftiging wordt nu belangrijk. Er wordt nu bij stap 3 ook gekeken naar de samenhang van het perceel met de omgeving (dus toegankelijkheid). Als het aspect doorvergiftiging al bij stap 2 wordt meegenomen, en er is sprake van doorvergiftiging, wordt het gebied dus groter wat last heeft van de vervuiling.
- Log K_{ow} is een idee. Er is nu al ervaring welke stoffen belangrijk zijn bij doorvergiftiging. Bij lood is er bijvoorbeeld wel sprake van doorvergiftiging, maar andere metalen hopen wel op in de worm, maar niet in hogere trofische niveaus.
- Er kan gelet worden op de habitatrictlijn voor soorten. De toetsers moet zich daar van bewust zijn, als kanttekening bij stap 2.
- Als er geen wormen zijn, kunnen ook bijvoorbeeld pissebedden bemonsterd worden om de kans van doorvergiftiging te schatten. Als 10 % van het jachtgebied van de soort die men wil beschermen is aangetast, kan dit als grens genomen worden genomen. Dit is echter een gevoelsmatige grens, en niet wetenschappelijk onderbouwd.
- Bij doorvergiftiging via regenwormen, zijn er minder mollen.
- Criteria voor doorvergiftiging kunnen zijn: log K_{ow}, biologische beschikbaarheid op basis van bijvoorbeeld percentage organische stof, pH en percentage lutum. Dit moet dan gebiedsafhankelijk bepaald worden in combinatie met de habitatrictlijn.
- Het aspect doorvergiftiging zit meer in normstellingen. De relatie tussen het oppervlak en doorvergiftiging is complex. In bijvoorbeeld een recreatiegebied foerageert de roofvogel ook, niet alleen in het naastliggende natuurgebied.
- Bij doorvergiftiging letten op het areaal van soorten. Niet alleen maar letten op je natuurdoeltypen, maar op het hele systeem, dus ook op algemene soorten. Misschien is deze factor meer iets voor stap 3, maar kan wel meegewogen worden als het simpel is. In natuurgebieden kan het eenvoudiger meegewogen worden omdat daar duidelijker is welke soorten aanwezig moeten zijn.

- Alleen dient er rekening gehouden te worden met doorvergiftiging, als er een eenvoudig en goedkoop instrument beschikbaar is, zoals de K_{ow} .

3.3.3 Ecosysteemdiensten

De inzichten van eindgebruikers over het beschermen van bodemecologische processen zijn als volgt:

- Er is nog te weinig over bekend over ecosysteemdiensten om met een meting iets daarover te zeggen, dit is meer iets voor stap 3. Bij stap 3 wordt soms wel al nitrificatie gemeten.
- Relatie oppervlak en milieufuncties vertoont geen sprongen maar is een evenredig verband, een doorlopende schaal.
- De ecosysteemdiensten zouden voorlopig kunnen aansluiten bij het beschermen van soorten, zoals de basis van het oppervlaktecriterium nu is.
- Het meewegen van ecosysteemdiensten is misschien meer iets voor stap 3, omdat het al snel met locatiespecifieke factoren samenhangt.
- Het zou mooi zijn als de ecosysteemdiensten al meegewogen konden worden, maar hoe? Het kan gerelateerd worden aan de functie van het gebied, maar het wordt al snel complex.
- Beschermen ecosysteemdiensten van de bodem een goed idee, maar hoe kan dit geïmplementeerd worden in het saneringscriterium?

3.3.4 Uniciteit

De volgende reacties kwamen op de vraag of zeldzame ecosystemen extra bescherming verdienen:

- Uniciteit van een ecosysteem kan meegewogen worden door een extra kolom te maken. Hierbij moet de vraag gesteld worden: is het ecosysteem zeldzaam of bijzonder? Als het antwoord ja is, dan verdient het extra bescherming.
- Uniciteit pas laten meewegen in stap 3, omdat het al snel met locatiespecifieke factoren samenhangt.
- De splitsing tussen een zeldzaam en een algemeen natuurgebied moet niet gemaakt worden, want zeldzame natuur kan ook ongevoelig zijn voor de verontreiniging, hangt net van de soorten af die er voor komen.
- Het is zinvol om rekening te houden met de zeldzaamheid van een gebied.

3.3.5 Menselijke beïnvloeding

De volgende opmerkingen werden gemaakt over de vraag of de mate van menselijke beïnvloeding meegewogen moet worden bij de beoordeling:

- Er kan een onderscheid gemaakt worden in de mate van bemesting: bemest/ onbemest land, en hierbij bemest land als meest beïnvloed zien.

3.3.6 Het relatieve oppervlak

Opmerkingen naar aanleiding van het voorstel om rekening te houden met het verontreinigde oppervlak ten opzichte van het hele gebied zijn:

- Het relatieve oppervlak zou er wel in kunnen, daar valt nog iets te verbeteren. Bijvoorbeeld in natuurgebied waar een vervuiling aanwezig is van 50m² in een gebied van vele hectares. Op kaarten kunnen natuurgebieden vastgesteld worden. Vogels vliegen wel over wegen.
- Het relatieve oppervlak wordt soms al meegewogen.
- Het areaal voor de meeste organismen is veel groter dan 50 m². Hier zou het relatieve oppervlak al in verwerkt kunnen worden.

3.3.7 Andere opmerkingen of aangedragen aanpassingen

Andere opmerkingen die gemaakt zijn door eindgebruikers:

- Oppervlakcriterium is slechts een klein onderdeel in saneringscriterium. De vraag is hoe belangrijk de overwegingen zijn bij het oppervlak. Het gaat meer om het hele systeem.
- Zie een balans zien te vinden tussen wetenschappelijke/ inhoudelijke argumenten en waardeoordelen/ noties van de praktijk.
- Overweeg praktische versus inhoudelijke argumenten: diffuse verontreiniging op industrie wordt in praktijk niet gesaneerd.
- Bereken hoeveel locaties er af vallen bij de bepalende factoren, van stap 2 naar 3. Dus als bijvoorbeeld doorvergiftiging ook al in beschouwing wordt genomen bij stap 2, hoeveel locaties hoeven er dan niet meer beoordeeld te worden in stap 3?
- De vraag is in hoeverre stap 2 aangepast moet worden. Vooral bevoegd gezag (provincies en aantal grote gemeentes) is erg tevreden met stap 2, omdat het eenvoudig is en duidelijk. Is er wel voldoende draagvlak om het aan te passen?
- In praktijk wordt bij de beoordeling of er sprake is van ecologische risico's altijd stap 3 uitgevoerd om te kijken hoe erg de ecologische risico's nu echt zijn. Bij onzekerheid in stap 2 gaat men verder met stap 3. Stap 2 moet eenvoudig blijven.
- Doelsoorten worden aangenomen als meest gevoelig voor verontreinigingen, maar dat geldt niet voor alle, denk aan het zinkviooltje.
- Stap 2 moet duidelijk en simpel zijn.
- Het algemene beeld van de vegetatie kan meegewogen worden.
- Houd rekening met eigenschappen van de bodem, zoals organische stof, lutum, pH en compactie van de bodem.
- Wat is de definitie van saneren? Het gaat er om de ecologie te herstellen, dus metalen laten binden, organische stoffen laten afbreken. Begraven is niet de manier. Een project over het herstel van ecologie na saneren zou gestart kunnen worden.

4 Conclusies en samenvatting van de interviews

In dit hoofdstuk wordt een samenvatting gegeven van de belangrijkste conclusies die getrokken kunnen worden uit de interviews en naar aanleiding van de workshop (zie Bijlage 1). Eerst wordt er een overzicht gegeven van de belangrijkste knelpunten in het huidige oppervlaktecriterium, daarna worden mogelijke oplossingen aangedragen. Als laatste worden aanbevelingen gedaan over de manier waarop het schatten van ecologische risico's in stap 2 nog verbeterd kan worden.

Stap 2 is een generieke stap. Soms werden echter aanbevelingen gedaan voor stap 3 (locatiespecifieke risicobeoordeling) of werden andere aspecten genoemd die van belang kunnen zijn voor de biobeschikbaarheid van stoffen, maar niet zozeer voor het oppervlaktecriterium. Deze aspecten worden hier toch genoemd, omdat ze van belang kunnen zijn voor andere onderdelen binnen het Saneringscriterium.

4.1 Knelpunten

4.1.1 Gevalsgrens versus gebiedsgrens

Voor het schatten van ecologische risico's bij bodemverontreiniging is het belangrijk om te weten wat de omvang van de verontreinigde locatie is en wat de samenhang met de rest van het gebied is. Vaak wordt alleen een klein deel van het gebied bemonsterd, en kan dus niet aangegeven worden of de rest van het gebied, wat tevens bij het ecosysteem hoort, ook vervuild is. Dit is een belangrijk knelpunt bij de beoordeling van ecologische risico's.

4.1.2 Huidige oppervlaktes

Voor natuurgebieden wordt 50 m² meerdere keren als erg klein bestempeld, omdat het areaal van veel soorten groter is dan 50 m² en het gebied zelf erg groot kan zijn. In de industriegebieden wordt nooit een oppervlak van 0,5 km² onbedekte grond gehaald, en dit oppervlak wordt weer als te groot ervaren. Een ander punt is dat het oppervlak van het geval soms nog kleiner is dan het oppervlaktecriterium wat aan het betreffende gebied gegeven wordt. Er wordt hierbij niet gekeken naar het contact met de omgeving.

4.1.3 Indeling gebiedstypes

De indeling van de huidige gebiedstypes (zie Tabel 1) worden over het algemeen juist gevonden. Er is echter een aantal knelpunten. Voor grotere dieren, zoals vogels, is er geen onderscheid tussen weiland of natuur. Op beide gebieden foerageren grotere dieren. Bovendien verschilt de bodembiodiversiteit tussen natuur, landbouw en weilanden niet veel. Waarschijnlijk zijn de ecologische risico's, ook voor vogels, in klasse één en twee net zo groot. Een ander punt is dat grote recreatiegebieden al richting natuur gaan, maar onder klasse twee vallen. Tuinen vallen echter ook onder klasse twee, maar zijn zwaar

verstoorde, onnatuurlijke systemen. Tuinen worden waarschijnlijk eerder gesaneerd vanwege risico's voor mensen dan vanwege risico's voor ecosystemen. Braakliggende terreinen vallen in de laatste klasse, en dit wordt onterecht gevonden. Op oude afvalstortplaatsen floreert de natuur, maar nader onderzoek wordt door het ruim gekozen oppervlak uitgesloten. Daarnaast wordt op braakliggende terreinen niet gelet op het doel van het gebied, ook al wordt mogelijk besloten dat een braakliggend terrein in de toekomst een natuurgebied moet worden. In stedelijk gebied lijdt de natuur meer onder de mens dan onder de bodemverontreiniging. Er wordt ook genoemd dat de heterogeniteit van natuur te weinig wordt meegewogen door een standaard Z waarde te kiezen voor alle gebieden.

4.1.4 Doorvergiftiging

Er wordt in stap 2 geen rekening gehouden met doorvergiftiging. Sommige geïnterviewde personen geven aan dat doorvergiftiging wel gemeten en uitgerekend wordt in stap 3, maar dan alleen voor de natuurdoeltypen van dat gebied. Als doorvergiftiging pas bij stap 3 wordt meegewogen, is het gebied al afgebakend en is het te bemonsteren perceel kleiner. Hierdoor wordt de samenhang met de omgeving, en daarmee het risico op doorvergiftiging, minder duidelijk. Het risico op doorvergiftiging in meer algemenere soorten wordt soms berekend.

4.1.5 Bodemtype

In het huidige oppervlaktecriterium wordt geen rekening gehouden met het bodemtype van het gebied. De geïnterviewde personen geven echter aan dat het type bodem een grote invloed heeft op de effecten van stoffen op organismen.

4.1.6 Ecosysteemdiensten

Het meewegen van ecosysteemdiensten wordt door een aantal personen als zeer nuttig ervaren, maar men kan niet goed aangeven hoe de relatie met bodemoppervlak is of hoe we de bodemecologische processen eenvoudig kunnen meten in stap 2. Een recht evenredig verband tussen ecosysteemdiensten en het oppervlak wordt niet vaak erkend.

4.1.7 Soortenbescherming

In het huidige oppervlaktecriterium wegen alle soorten even zwaar. Kleine soorten ondervinden echter meer last van bodemverontreiniging dan grote soorten.

4.1.8 Het nut van stap 2

Het nut van stap 2 wordt meerdere malen in twijfel getrokken, omdat in praktijk direct wordt doorgemeten voor stap 3. Locatiespecifiek onderzoek wordt als veel geschikter ervaren om de effecten van een verontreiniging op de ecologie te meten. Het nadeel is dat in stap 3 bijvoorbeeld alleen de nematodensamenstelling gemeten wordt, en op basis daarvan wordt besloten of er ecologische risico's zijn.

4.2 Mogelijke oplossingen

4.2.1 Gevalsgrens versus gebiedsgrens

Het zou zinvol zijn om bij stap 2 al rekening te houden met het gehele ecosysteem, en dus breder te denken dan de grenzen van het geval. Bij stap 3 zouden steekproeven genomen moeten worden over het hele gebied als het voor de hand ligt dat binnen het ecosysteem mogelijk andere verontreinigingen aanwezig zijn. Zo kan het verontreinigde oppervlak binnen het ecosysteem beter geschat worden. Ook voor doorvergiftiging is het van belang om de concentraties van stoffen in het hele gebied te weten, en daarbij rekening te houden met het areaal van algemene soorten en natuurdoeltypen. Hiermee wordt de samenhang van het verontreinigde oppervlak met de omgeving duidelijker.

Maar wat zijn de grenzen van een gebied? Verschillende suggesties worden gegeven om een gebied af te bakenen, zoals:

- Bodemkwaliteitskaarten (gebaseerd op bodemopbouw, gebruikshistorie, ontwikkelingsplan gebied, geomorfologie) die door provincies worden gemaakt
- Luchtfoto's en/of kaarten
- Het gebruik van vegetatiegegevens van een gebied
- Op basis van natuurdoeltypen kaarten van provincies (dit geldt dan alleen voor natuurgebieden)
- Op basis van bodemtype (percentage organische stof, percentage lutum, pH)

4.2.2 Huidige oppervlaktes

Een nuancering voor het oppervlaktecriterium van natuurgebieden zou kunnen zijn dat er rekening wordt gehouden met het areaal van de natuurdoeltypen. Voor muizen moet het oppervlaktecriterium dan 50 m² blijven, maar voor vogels kan het gezet worden op bijvoorbeeld 500 m².

Het oppervlaktecriterium voor braakliggende terreinen kan gezet worden op bijvoorbeeld 50.000 m². Hierdoor vallen oude afvalstortplaatsen niet meer onder de 0,5 km² grens en kunnen nu wel bemonsterd en beoordeeld worden. Ook voor steden kan dit criterium gekozen worden, zodat sloten en groenstroken in de stad nu ook beoordeeld kunnen worden.

De beoordeling van het relatieve oppervlak kan een oplossing bieden voor het soms te klein geachte oppervlak van 50 m². Hierbij is het belangrijk dat de samenhang met de omgeving en de grenzen van het ecosysteem nauwkeurig worden geschat. Bovendien moet er een ondergrens van het absolute oppervlak worden gesteld, zodat niet besloten wordt om geen maatregelen te nemen bij een verontreinigd oppervlak van bijvoorbeeld een ha groot in een natuurgebied. Ook moet er een ondergrens zijn voor het oppervlak van het totale ecosysteem, zodat kleine natuurgebieden niet onder de ondergrens van het absolute oppervlak komen. Een ondergrens voor het absolute oppervlak zou bijvoorbeeld 500 m²

kunnen zijn en een ondergrens van het oppervlak van het totale ecosysteem moet bijvoorbeeld minstens 1 ha bedragen, mag er met het relatief oppervlak gerekend worden. Het percentage van het verontreinigde oppervlak/ oppervlak van het ecosysteem is dan maximaal 5%.

Suggesties voor de blootstelling van stoffen:

Een andere optie is om het organisch stof gehalte, het percentage lutum en de pH mee te laten wegen, bijvoorbeeld indeling in 3 categorieën:

- extreme gronden ($\text{pH} < 5$, 2% organische stof en 2% lutum)
- minder extreme gronden ($5 < \text{pH} < 6.5$, $2 < \% \text{ organische stof} < 5$, $2\% < \text{lutum} < 8\%$)
- niet extreme gronden ($\text{pH} > 6.5$, 5% organische stof en 8% lutum)

De blootstelling van stoffen aan de omgeving is hoger in extreme gronden dan in niet extreme gronden en dit kan vertaald worden naar strengere criteria voor extreme gronden.

4.2.3 Indeling gebiedstypes

De categorie wonen met tuin wordt vaak genoemd als een verstoord ecosysteem die ook eerder gesaneerd wordt vanwege humane risico's dan vanwege ecologische risico's. Het voorstel is dan ook om deze categorie in te delen bij stedelijk gebied.

Natuurgebieden, landbouw, weilanden en grootschalig groen bevatten ecologisch gezien ongeveer net zoveel waarde. Bovendien foerageren vogels en andere grotere organismen op beide gebieden. Deze categorieën worden in het voorstel dan ook samengevoegd (zie volgend hoofdstuk).

4.2.4 Doorvergiftiging

Het is belangrijk dat het gehele ecosysteem wordt gemeten op de stoffen, zodat duidelijk is of er verder in het ecosysteem geen verontreiniging is. Per natuurdoeltype zou vastgesteld moeten worden bij welk percentage van zijn areaal het organisme last ondervindt van de verontreiniging. Deze uitwerking is echter meer iets voor stap 3.

Suggesties voor de blootstelling van stoffen:

Meerdere ondervraagden gaven aan dat de K_{ow} een handig criterium is om globaal een indruk te krijgen van de risico's op doorvergiftiging. Hierbij kan het bodemtype ook worden betrokken om een globale indruk te krijgen van de biobeschikbaarheid van stoffen.

Het bodemtype kan eenvoudig toegevoegd worden aan de criteria door rekening te houden met de pH, het organisch stofgehalte en het percentage lutum. Je kunt op basis van de data drie categorieën onderscheiden:

- 1) extreme gronden ($\text{pH} < 5$, 2% organische stof en 2% lutum)
- 2) minder extreme gronden ($5 < \text{pH} < 6.5$, $2 < \% \text{ organische stof} < 5$, $2\% < \text{lutum} < 8\%$)
- 3) niet extreme gronden ($\text{pH} > 6.5$, 5% organische stof en 8% lutum)

4.2.5 Ecosysteemdiensten

De ecosysteemdiensten kunnen voorlopig aansluiten bij de bescherming van soorten, zoals de basis van het huidige oppervlaktecriterium is. In stap 3 kan een verder onderscheid gemaakt worden per ecosysteemdienst. Hierbij kan rekening gehouden worden met de functie van het gebied en de aard van de verontreinigde stof.

4.2.6 Soortenbescherming

Er zou rekening gehouden kunnen worden met de gevoeligheid van verschillende soorten bij de beoordeling. Hierbij moet wel precies bekend zijn welke soorten er voorkomen en hoe gevoelig ze zijn. Dit is meer iets voor stap 3.

4.3 Voorstel voor aanpassing van het oppervlaktecriterium

Naar aanleiding van de interviews, het aanhoren van de knelpunten en de mogelijke oplossingen, werden de volgende overwegingen gemaakt worden voor aanpassing van stap 2 van het oppervlaktecriterium:

- Een ecosysteembenadering kan bijdragen aan een betere schatting van de ecologische risico's bij bodemverontreiniging. De grenzen en het oppervlak van het ecosysteem kunnen vastgesteld worden met behulp van luchtfoto's en kaarten. Hierbij kan rekening gehouden worden met het areaal van natuurdoeltypen, maar ook met soorten die algemeen voorkomen in het gebied.
- Het verontreinigde oppervlak binnen het ecosysteem kan vastgesteld worden zoals in het huidige Saneringscriterium staat beschreven. Eventueel kan in stap 3 besloten worden om steekproeven te nemen van het gehele ecosysteem als verontreinigingen elders in het systeem te verwachten zijn.
- Bij de indeling in gebiedstype kan rekening gehouden worden met het toekomstige gebruik van de bodem.
- Tabel 3 is een voorstel voor aanpassing van het oppervlaktecriterium. In tabel 3 is een andere indeling in gebiedstypes gehanteerd, en is gelet op de grootte van het ecosysteem. Hierbij wordt verondersteld dat grotere gebieden zich sneller kunnen herstellen dan kleinere gebieden met een slechtere toegankelijkheid. Daarnaast is het oppervlak in de derde categorie kleiner gesteld, om stedelijk gebied niet uit te sluiten voor de beoordeling.
- Het areaal van natuurdoeltypen kan meegewogen worden. Als zij bijvoorbeeld een net zo groot of kleiner areaal hebben dan het genoemde oppervlak bij het betreffende gebied in Tabel 3, kan besloten worden om locatiespecifiek bodemonderzoek uit te voeren.

In de workshop werd een centrale discussie gestart met de volgende vragen:

- 1) Is de nieuwe tabel (Tabel 3) beter passend aan nieuwe ecologische inzichten dan de oude tabel?
- 2) Is een dergelijke eenvoudige tabel met een betere ecologische onderbouwing denkbaar?

Hierbij kunnen zes modificerende factoren meewegen:

- 1) Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes
- 2) Doorvergiftiging
- 3) Ecosysteemdiensten
- 4) Uniciteit
- 5) Menselijke beïnvloeding
- 6) Het relatieve oppervlak

Tabel 3: Conceptvoorstel voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van sanering; gebaseerd en samengesteld aan de hand van de interviews

gebiedstype		oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD > 0,2)	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD > 0,5)
<ul style="list-style-type: none"> - natuurgebieden - kern- en ontwikkelingsgebieden in de EHS - landbouw (incl. glastuinbouw) - groen met natuurwaarden - moestuinen/ volkstuinten - braakliggend terrein met als doel een van deze categorieën 	Oppervlak gebied <= 1 ha	50 m ²	50 m ²
	Oppervlak gebied > 1 ha	500 m ²	500 m ²
<ul style="list-style-type: none"> - bebouwing - wonen met tuin - ander groen - industrie - infrastructuur 		50.000m ²	5000m ²

De centrale discussie richtte zich op deze twee vragen, en de overweging of de modificerende factoren meegewogen moeten worden in de nieuwe tabel.

Indeling gebiedstypes en het relatieve oppervlak

Een grote wijziging betreft de indeling in gebiedstypen. In de oude tabel (Tabel 1 in Hoofdstuk 1) gaat men uit van drie typen, ongeveer volgens een verdeling in natuur (meest gevoelig), gemiddeld gevoelig groen met natuurwaarden (landbouw, recreatie, parken, tuinen) en relatief ongevoelig groen zonder natuurwaarden (infrastructuur, industrie). In het voorstel (Tabel 3) is dit vereenvoudigd tot twee niveaus, namelijk landelijk (= gevoelig) en stedelijk gebied (= minder gevoelig).

De redenering hiervoor kwam uit de interviews naar voren, namelijk dat in het agrarische gebied vaak ook natuurwaarden een rol spelen, en dat natuur en landbouw vaak aan elkaar grenzen.

Binnen het landelijke gebied is er verder een knip aangebracht (gebieden kleiner of gelijk aan 1 ha of gebieden groter dan 1 ha) om de samenhang met de omgeving duidelijk te maken. Gebieden kleiner dan 1 ha zijn gevoeliger voor het verlies van soorten, aangezien soorten minder gemakkelijk opnieuw het gebied kunnen koloniseren dan in aaneengesloten gebieden. Het relatieve oppervlak van de verontreiniging (punt 6) is hierin ook verwerkt. De deelnemers kunnen zich vinden in deze zgn. ‘knip’. Het ondervangt niet alleen de samenhang met de omgeving, maar ook de klacht dat 50 m² voor natuurgebieden erg klein is.

Hierbij rees echter wel de vraag: is de indeling landelijk gebied versus stedelijk gebied niet te grof?

Sommige gebieden in het landelijke gebied, zoals landbouw, worden in de aangepaste tabel strenger beoordeeld dan in de oude tabel. In de oude tabel was er nog sprake van een middencategorie, namelijk 5000 m² voor landbouw en wonen met tuin. Een mogelijk knelpunt zou kunnen zijn dat bijvoorbeeld percelen van aardappelboeren met een verontreinigd oppervlak van 800 m² nu als spoedeisend worden aangemerkt en even streng worden behandeld als natuurterreinen. Echter, een oppervlakcriterium van 5000 m² voor natuurgebieden groter dan een ha is mogelijk te soepel, en het onderscheid in biodiversiteit en ecosysteemdiensten in landbouwgebieden en natuur in Nederland is mogelijk net zo belangrijk. Het voorstel is nu om twee tabellen te maken: een met de indeling landelijk versus stedelijk gebied (Tabel 4), en een alternatieve tabel waarbij de middencategorie wel gehandhaafd blijft (Tabel 5), zoals in de oude tabel. Welke tabel uiteindelijk gekozen moet worden, hangt af van een risicobeoordeling van een representatief aantal praktijkgevallen in akkerbouwgebieden. Als blijkt dat het strengere oppervlaktecriterium van 500 m² leidt tot een aanzienlijk hoger aantal spoedeisende gevallen in akkerbouw, kan besloten worden om de middencategorie met als oppervlak 5000 m² te blijven handhaven (Tabel 5). Dit zou dus eerst onderzocht moeten worden.

Een ander alternatief voor de middencategorie is om voor zeer grote aaneengesloten gebieden (>100 ha) wel het relatief milde 5000 m² criterium te laten gelden. In de discussie kwam naar voren dat het definiëren van een gebied soms lastig is (multi-interpreteerbaar) en dat dit criterium dus alleen in uitzonderlijke gevallen overwogen moet worden.

Een tweede knip in het landelijke gebied zou dus mogelijk kunnen zijn voor zeer grote aaneengesloten gebieden, bijvoorbeeld 100 ha. Hier zou doorvergiftiging bijvoorbeeld meegewogen kunnen worden, en het oppervlak op 5000 m² gezet kunnen worden. Dit is niet in een tabel verwerkt, maar wordt ter overweging genoemd (modificerende factor).

De categorie ‘wonen met tuin’ is in het conceptvoorstel (Tabel 3) geplaatst onder stedelijk gebied. In de stad dragen tuinen echter voor een zeer groot deel bij aan de ecologische diversiteit. Voorstel is om wonen met tuin op 500 m² te zetten (Tabel 4). Dit gaat dan om bijvoorbeeld een wijk met huizen en tuinen, niet een enkele tuin.

Het onbedekte oppervlak van glastuinbouw valt onder landbouw.

Tabel 4: Naar aanleiding van de workshop het basisvoorstel voor een aangepast schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering.

gebiedstype		TD>0,2
<ul style="list-style-type: none"> - natuurgebieden - kern- en ontwikkelingsgebieden in de Ecologische hoofdstructuur - landbouw (incl. glastuinbouw) - wonen met tuin (op wijkniveau) - groen met natuurwaarden - moestuinen/ volkstuinten - braakliggend terrein met als doel een van deze categorieën 	Oppervlak gebied <= 1 ha	50 m ²
	Oppervlak gebied > 1 ha	500 m ²
<ul style="list-style-type: none"> - bebouwing - ander groen - industrie - infrastructuur - braakliggend terrein met als doel een van deze categorieën 		0,5 km ^{2*}

* Voorwaarde is dat er geen sprake is van doorvergiftiging door een verontreiniging met cadmium, kwik, lood, DDT en drins. Als hier wel sprake van is, wordt het oppervlak gezet op 5000m² (afhankelijk van het areaal van de te beschermen soort).

Tabel 5: Naar aanleiding van de workshop een alternatief voorstel voor een aangepast schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering. In deze tabel blijft een middencategorie voor (delen van) het landelijke gebied gehandhaafd.

gebiedstype		TD>0,2
<ul style="list-style-type: none"> - natuurgebieden - kern- en ontwikkelingsgebieden in de Ecologische hoofdstructuur - braakliggend terrein met als doel een van deze categorieën 	Oppervlak gebied <= 1 ha	50 m ²
	Oppervlak gebied > 1 ha	500 m ²
<ul style="list-style-type: none"> - landbouw (incl. glastuinbouw) - wonen met tuin (op wijkniveau) - groen met natuurwaarden - moestuinen/ volkstuinten - braakliggend terrein met als doel een van deze categorieën 		5000 m ²
<ul style="list-style-type: none"> - bebouwing - ander groen - industrie - infrastructuur - braakliggend terrein met als doel een van deze categorieën 		0,5 km ^{2*}

* Voorwaarde is dat er geen sprake is van doorvergiftiging door een verontreiniging met cadmium, kwik, lood, DDT en drins. Als hier wel sprake van is, wordt het oppervlak gezet op 5000m² (afhankelijk van het areaal van de te beschermen soort).

Onderscheid in toxische druk van stoffen

De aangepaste tabel maakt nauwelijks onderscheid tussen oppervlaktes met een toxische druk (TD) boven de 0,2 en een TD van boven de 0,5. Is het wel zinvol om dit onderscheid nog te maken? Met de huidige toxische druk berekeningen is rekening gehouden met mengsels van stoffen. Dit betekent dat ten opzichte van de oude situatie, locaties met een keur aan verontreinigende stoffen strenger zullen worden beoordeeld, dan locaties met slechts een of twee verontreinigende stoffen. Daarnaast heeft men er voor gekozen om de besliscriteria dichter bij elkaar te brengen: een TD van 0,2 en 0,5 liggen ‘dichter’ bij elkaar (op basis van reële gegevens) dan het 1xHC50 en 10xHC50 besliscriterium. Het voorstel is daarom om de tabel nog verder te vereenvoudigen door slechts een kolom te gebruiken met een toxische druk van boven de 0,2. In 1994 toen de oude tabel werd opgesteld, gaf VROM aan dat er een extra kolom moest komen om extreme gevallen nog strenger te kunnen beoordelen. Er is echter al een risico als de concentratie van de verontreiniging hoger is dan de interventiewaarde. Bovendien komen locaties met zulke hoge concentraties aan verontreinigde stoffen nauwelijks voor. Gevoelsmatig klopt het echter wel om nog ernstigere verontreinigde locaties strenger te beoordelen. Rationeel gezien is een kolom echter voldoende en praktischer (Tabel 4 en 5).

Doorvergiftiging

In stedelijk gebied kan de modifierende factor ‘doorvergiftiging’ meewegen (zoals cadmium, kwik en lood, eventueel andere stoffen die belangrijk zijn bij doorvergiftiging). In stedelijk gebied, en vooral op industriegebieden, heb je niet te maken met natuurdoeltypen. Wel spelen vogels en kleine zoogdieren een rol in het ecosysteem van industriegebieden en daarmee speelt het risico van doorvergiftiging een rol. Stedelijk gebied kan dan gezet worden op 0,5 km² met als voorwaarde dat er geen doorvergiftiging is (Tabel 4 en 5). Is dat er wel, dan moet de oppervlakte gezet worden op bijvoorbeeld 5000 m², rekening houdend met het fourageer-areaal van de soort die je wilt beschermen.

Ecosysteemdiensten

Naast de soorten-areaal curve (log relatie tussen aantal soorten en oppervlak), kan ook een ander model gebruikt worden voor het oppervlaktecriterium. Naast het beschermen van soorten, zou het beschermen van ecosysteemdiensten ook een speerpunt kunnen zijn. De stelling dat via de bescherming van soorten ook de bescherming van functies is gewaarborgd, lijkt geldig als je de ruimtelijke context niet meeweegt. Een lineair model zou gebruikt kunnen worden om de ecosysteemdiensten van de bodem te beschermen. Hoe meer oppervlak is aangetast, hoe meer ecosysteemdiensten zijn aangetast. Ook voor ecosysteemdiensten is er een ondergrens, zo worden er in een lepel grond niet alle diensten meer uitgevoerd. Dit vang je echter al op met de 1 ha knip; gebieden kleiner dan 1 ha worden strenger beschermd door een kleiner oppervlaktecriterium te kiezen. Daarnaast is het criterium van soortenbescherming waarschijnlijk veel strenger dan het criterium van de bescherming van de ecosysteemdiensten (Rutgers et al., 2008). Met de huidige tabel en de tabel in het voorstel bescherm je dus ook de ecosysteemdiensten van de bodem, ondanks de verschillende relaties in de onderliggende modellen.

De ecosystemendiensten van de bodem zijn ook al verwerkt in de gebiedsindeling. De indeling landelijk versus stedelijk gebied is een zinvol onderscheid wat ecosystemendiensten betreft. In landelijk gebied zijn de ecosystemendiensten van de bodem veel belangrijker dan in een stedelijk gebied, en dit is terug te vinden in de strengere oppervlaktes die zijn opgesteld voor landelijk gebied.

Uniciteit

Voor zeldzame ecosystemen zijn er al andere regels beschikbaar. Het is lastig om eenduidig en generiek aan te geven wat een zeldzaam systeem is. Daarom wordt besloten om uniciteit niet als modificerende factor te laten meewegen.

Menselijke beïnvloeding

De mate van menselijke beïnvloeding wordt al meegewogen door de indeling in landelijk versus stedelijk gebied, en daarom wordt besloten om deze factor verder niet te laten meewegen.

4.4 Conclusies en aanbevelingen

De belangrijkste conclusies zijn in cursief weergegeven.

4.4.1 Indeling van gebiedstypes en het relatieve oppervlak

Uit de interviews en de workshop komt naar voren dat de samenhang van soorten met hun omgeving duidelijk wordt door rekening te houden het verontreinigde oppervlak ten opzichte van het totale gebied. *Hiervoor is er binnen het landelijke gebied een knip aangebracht (gebieden kleiner of gelijk aan 1 ha of gebieden groter dan 1 ha).* Dit ondervangt niet alleen de samenhang met de omgeving, maar ook de klacht dat een oppervlak van 50 m² voor natuurgebieden erg klein is. Sommige gebieden in het landelijke gebied worden nu wel strenger beoordeeld dan met het huidige systeem (Tabel 1). Een alternatief is om de middencategorie te handhaven (zoals in Tabel 5). *Welke indeling in gebieden uiteindelijk gekozen moet worden, zal moeten blijken uit aanvullend consequentie onderzoek.* Dit onderzoek zal bestaan uit een risicobeoordeling van een representatief aantal praktijkgevallen in landbouwgebieden, in (volks)tuinen en moestuinen en in groen met natuurwaarden. Als blijkt dat het strengere oppervlaktecriterium van 500 m² leidt tot een aanzienlijk hoger aantal spoedeisende gevallen in deze gebieden, kan besloten worden om de middencategorie met als oppervlak 5000 m² te blijven handhaven. De resultaten hiervan kunnen samen met het voorstel in dit rapport worden voorgelegd aan VROM (werkgroep NOBOWA).

Het stedelijke gebied kan het bestaande oppervlaktecriterium behouden, op voorwaarde dat er geen sprake is van stoffen die een risico vormen voor doorvergiftiging naar vogels en kleine zoogdieren. Is dat er wel, dan moet het oppervlaktecriterium gezet worden op het fourageer-areaal van de soort die je wilt beschermen. Dit kan variëren van 500 m²

(fourageer-areaal van kleine zoogdieren) tot 0,5 km² (fourageer-areaal van roofvogels). Een lijstje met het fourageer-areaal van soorten die voorkomen in het stedelijke gebied en die beschermd dienen te worden, moet nog opgesteld worden en kan voorgelegd worden aan VROM (werkgroep NOBOWA). Welke soorten uiteindelijk beschermd dienen te worden, is een beleidsmatige keuze.

Met de aangepaste tabel (Tabel 4, maar ook met 5) worden naast de bescherming van soorten, ook de ecosysteemdiensten van de bodem beschermd. Dit komt omdat er rekening wordt gehouden met zeer kleine gebieden, deze worden strenger beschermd. Daarnaast zorgt de indeling in landelijk versus stedelijk gebied ook voor de bescherming van ecosysteemdiensten. De ecosysteemdiensten worden in het landelijke gebied meer beschermd dan in het stedelijke gebied.

4.4.2 Onderscheid in toxische druk van stoffen

Een kolom waarbij alleen oppervlaktes gegeven worden voor een Toxische Druk boven de 0,2 wordt beschouwd als voldoende onderscheidend in praktische zin.

4.4.3 Effect saneren

Meerdere keren vraagt met zich af of saneren wel goed is voor het ecosysteem. Mogelijk is het middel erger dan de kwaal. Daarnaast mag er in zeldzame, unieke natuurgebieden niet zomaar gegraven worden. De effecten van verschillende saneringsmaatregelen op het ecosysteem zijn nauwelijks bekend. *Een studie over de effecten van verschillende saneringsmaatregelen op het ecosysteem zou helpen om te beslissen welke maatregelen geschikt zijn bij welk ecosysteemtype.* Het RIVM is op dit moment bezig met een eerste inventarisatie van deze verschillende effecten (Lucaks et al., in voorbereiding).

4.4.4 Natuurdoeltypen versus algemene soorten

Het beschermen van natuurdoeltypen of de habitatrictlijn voor natuurgebieden wordt vaak genoemd als een handig criterium. Voor andere gebieden, zoals de stad, zijn er geen natuurdoeltypen geformuleerd, en kunnen de soorten die daar voorkomen niet op die manier beschermd worden. Daarnaast dienen ook algemene soorten beschermd te worden om zo het hele ecosysteem te beschermen. Het probleem is alleen dat voor veel gebieden niet bekend is welke soorten aanwezig moeten zijn. *Het is daarom aanbevolen dat voor elk gebiedstype in met name het stedelijk gebied duidelijk wordt welke soorten daar algemeen voorkomen en welke soorten extra bescherming verdienen.*

4.4.5 Manier van bemonsteren

Het protocol schrijft voor dat er standaard op 50 cm diep bemonsterd moet worden, ook al is dat vaak niet ecologisch relevant. Het grondwater zit soms al op 30 cm diep en toch wordt dan vastgehouden aan het protocol. *Het zou zinvol zijn om rekening te houden met de diepte van het grondwater bij de bemonstering.*

4.4.6 Stap 3

Een koppeling tussen ecosysteemdiensten en bodemparameters is al gemaakt (Rutgers et al., 2005). *Deze bodemparameters zouden in stap 3 gebruikt kunnen worden om te beoordelen welke (relevant voor dat gebied) ecosysteemdienst last ondervindt van de verontreiniging.*

Referenties

- Arrhenius, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95-99.
- Crawley, M.J., Harral, J.E. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 345: 101-118.
- Nys, R.J.V. 1982. *Ecologie, theorie en praktijk*. Stichting Leefmilieu, Antwerpen.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Bloem, J., Jagers op Akkershuis, G.A.J.M., Faber, J.H., van Eekeren, N., Smeding, F.W., Keidel, H., De Goede, R.G.M., Brussaard, L. 2005. *Typeringen van bodemecosystemen. Duurzaam bodembebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit*. RIVM rapport 607604007
- Rutgers, M., Tuinstra, J., Spijker, J., Mesman, M., Wintersen, A., Posthuma, L. 2008. *Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium*. RIVM rapport 711701072/2008.
- TCB, 1994. *Advies urgentiebepaling, inwerkingtredingscirculaire saneringsparagraaf wet bodembescherming*. Rapport A08 1994.
- TCB, 2003. *Advies duurzamer bodembebruik op ecologische grondslag*. Rapport TCB A33(2003), Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- TCB, 2006. *Advies prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid*. TCB S02 (2006). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 20 januari 2006.

Bijlage 1: verslag workshop ‘Discussie voor aanpassing van het oppervlaktecriterium’

Inleiding

Op 9 oktober 2008 werd er een workshop georganiseerd om te discussiëren over de resultaten van de interviews en de voorgestelde aanpassingen om het oppervlaktecriterium te verbeteren. De vraag werd gesteld of de voorgestelde aanpassingen inderdaad een verbetering zijn van het huidige oppervlaktecriterium, en hoe we de tabel mogelijk verder kunnen verbeteren aan hedendaagse ecologische inzichten.

Aanwezig: Karen Huijsmans, Johannes Lijzen, Daniela Lud, Miranda Mesman, Michiel Rutgers, Jaap Tuinstra, Joop Vegter, Annemieke van der Wal

Programma

9.45-10.00	Ontvangst met koffie
10.00-10.15	Presentatie Jaap Tuinstra: wetenschappelijke onderbouwing en achtergrond van het oppervlaktecriterium
10.15-10.30	Presentatie Karen Huijsmans: praktische kant/ problemen van het huidige oppervlaktecriterium
10.30-10.45	Presentatie Annemieke van der Wal: voorgestelde aanpassingen en resultaten van de interviews
10.45-11.00	Pauze
11.00-12.30	Centrale discussie over voorgestelde aanpassingen
12.30- 13.15	Lunch

Jaap Tuinstra begon zijn presentatie met twee praktijkvoorbeelden; het Albatrosterrein bij Kralingseveer en het Noorderbos bij Tilburg. Het eerste voorbeeld liet duidelijk het ecologische effect van bodemverontreiniging zien; er was nauwelijks vegetatiegroei. Bij het tweede voorbeeld was het effect van de verontreiniging echter minder duidelijk, maar dat wil niet zeggen dat er geen ecologische effecten zijn. Jaap gaf aan dat het oppervlaktecriterium een praktische zeef is in stap 2 van het Saneringscriterium. We moeten er niet meer proberen uit te halen dan er in zit, en op basis van praktische overwegingen een voorstel voor aanpassing maken. De oppervlaktematen in de huidige tabel zijn gebaseerd op een wetenschappelijk onderbouwd model, maar de uitkomsten zijn enorm gevoelig voor keuze van de ingevoerde constanten. Verder is een z-waarde van 0,15 gebaseerd op homogene gebieden, en dit zijn dus vooral landbouwsystemen.

Karen Huijsmans benadrukte dat in de huidige systematiek alleen gekeken wordt naar de bovenste 0,5 m, en alleen naar het onbedekte oppervlak. Het tweede punt heeft dus al grote gevolgen voor de toepassing van het oppervlaktecriterium. De voordelen van de huidige systematiek is dat het eenduidig is, en snel en gemakkelijk toepasbaar is. Het

nadeel is dat 50 m² erg klein is voor natuurgebieden, vooral voor aankoop van gebieden kan dit lastig zijn. Een ander nadeel is dat het onduidelijk is of het resultaat van de systematiek het werkelijke risico voor het ecosysteem weergeeft. Vaak wordt ook naar het gewenste oppervlak 'toegerekend' om een sanering wel of juist niet af te dwingen. Verder worden ecologische risico's in praktijk vooral serieus genomen in natuurgebieden, en neigt men er naar om in stedelijke gebieden het ecosysteem als onbeduidend te kenschetsen.

Annemieke van der Wal presenteerde mogelijke aanpassingen voor het oppervlaktecriterium zoals die zijn voorgesteld in Rutgers et al. (2008). Vervolgens werden de resultaten van de interviews getoond zoals die zijn beschreven in dit rapport. Stap 2 is een generieke stap, die eenvoudig gebruikt kan worden om de ecologische risico's te schatten. Het toevoegen van een aantal extra criteria maakt stap 2 waardevoller, omdat er dan standaard rekening gehouden dient te worden met risico's die van belang zijn voor het functioneren van een ecosysteem.

Naar aanleiding van de interviews, het aanhoren van de knelpunten en de mogelijke oplossingen, werden de volgende overwegingen gemaakt worden voor aanpassing van stap 2 van het oppervlaktecriterium:

- Een ecosysteembenadering kan bijdragen aan een betere schatting van de ecologische risico's bij bodemverontreiniging. De grenzen en het oppervlak van het ecosysteem kunnen vastgesteld worden met behulp van luchtfoto's en kaarten. Hierbij kan rekening gehouden worden met het areaal van natuurdoeltypen, maar ook met soorten die algemeen voorkomen in het gebied.
- Het verontreinigde oppervlak binnen het ecosysteem kan vastgesteld worden zoals in het huidige Saneringscriterium staat beschreven. Eventueel kan in stap 3 besloten worden om steekproeven te nemen van het gehele ecosysteem als verontreinigingen elders in het systeem te verwachten zijn.
- Bij de indeling in gebiedstype kan rekening gehouden worden met het toekomstige gebruik van de bodem.
- Tabel 3 (in Hoofdstuk 4) is een voorstel voor aanpassing van het oppervlaktecriterium. In tabel 3 is een andere indeling in gebiedstypes gehanteerd, en is gelet op de grootte van het ecosysteem. Hierbij wordt verondersteld dat grotere gebieden zich sneller kunnen herstellen dan kleinere gebieden met een slechtere toegankelijkheid. Daarnaast is het oppervlak in de derde categorie kleiner gesteld, om stedelijk gebied niet uit te sluiten voor de beoordeling.
- Het areaal van natuurdoeltypen kan meegewogen worden. Als zij bijvoorbeeld een net zo groot of kleiner areaal hebben dan het genoemde oppervlak bij het betreffende gebied in Tabel 3, kan besloten worden om locatiespecifiek bodemonderzoek uit te voeren.

Aan het einde van de presentatie werd een aangepaste tabel voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering gepresenteerd (Tabel 3) en werd de centrale discussie gestart met de volgende vragen:

- 1) Is de nieuwe tabel beter passend aan nieuwe ecologische inzichten dan de oude tabel?
- 2) Is een dergelijke eenvoudige tabel met een betere ecologische onderbouwing denkbaar?

Hierbij kunnen zes modificerende factoren meewegen:

- 1) Soortendiversiteit en indeling gebiedstypes
- 2) Doorvergiftiging
- 3) Ecosysteemdiensten
- 4) Uniciteit
- 5) Menselijke beïnvloeding
- 6) Het relatieve oppervlak

Centrale discussie

De centrale discussie richtte zich op deze twee vragen, en de overweging of de modificerende factoren meegewogen moeten worden in de nieuwe tabel.

Indeling gebiedstypes en het relatieve oppervlak

Een grote wijziging betreft de indeling in gebiedstypen. In de oude tabel (Tabel 1 in Hoofdstuk 1) gaat men uit van drie typen, ongeveer volgens een verdeling in natuur (meest gevoelig), gemiddeld gevoelig groen met natuurwaarden (landbouw, recreatie, parken, tuinen) en relatief ongevoelig groen zonder natuurwaarden (infrastructuur, industrie). In het voorstel (Tabel 3 in Hoofdstuk 4) is dit vereenvoudigd tot twee niveaus, namelijk landelijk (= gevoelig) en stedelijk gebied (= minder gevoelig).

De redenering hiervoor kwam uit de interviews naar voren, namelijk dat in het agrarische gebied vaak ook natuurwaarden een rol spelen, en dat natuur en landbouw vaak aan elkaar grenzen.

Binnen het landelijke gebied is er verder een knip aangebracht (gebieden kleiner of gelijk aan 1 ha of gebieden groter dan 1 ha) om de samenhang met de omgeving duidelijk te maken. Gebieden kleiner dan 1 ha zijn gevoeliger voor het verlies van soorten, aangezien soorten minder gemakkelijk opnieuw het gebied kunnen koloniseren dan in aaneengesloten gebieden. Het relatieve oppervlak van de verontreiniging (punt 6) is hierin ook verwerkt. De deelnemers kunnen zich vinden in deze zgn. 'knip'. Het ondervangt niet alleen de samenhang met de omgeving, maar ook de klacht dat 50m² voor natuurgebieden erg klein is.

Hierbij rees echter wel de vraag: is de indeling landelijk gebied versus stedelijk gebied niet te grof?

Sommige gebieden in het landelijke gebied, zoals landbouw, worden in de aangepaste tabel strenger beoordeeld dan in de oude tabel. In de oude tabel was er nog sprake van een middencategorie, namelijk 5000 m² voor landbouw en wonen met tuin. Jaap geeft aan dat hij vreest dat bijvoorbeeld percelen van aardappelboeren met een verontreinigd oppervlak van 800 m² nu als spoedeisend worden aangemerkt en even streng worden behandeld als natuurterreinen. Annemieke geeft aan dat zij 5000 m² voor natuurgebieden groter dan een ha mogelijk te soepel vindt, en het onderscheid in biodiversiteit en ecosysteemdiensten in landbouwgebieden en natuur in Nederland net zo belangrijk acht. Voorstel is nu om twee tabellen te maken: een met de indeling landelijk versus stedelijk gebied (Tabel 4 in Hoofdstuk 4), en een alternatieve tabel waarbij de middencategorie wel gehandhaafd blijft (Tabel 5 in Hoofdstuk 4), zoals in de oude tabel. Welke tabel uiteindelijk gekozen moet worden, hangt af van een risicobeoordeling van een representatief aantal praktijkgevallen in akkerbouwgebieden. Als blijkt dat het strengere oppervlakcriterium van 500 m² leidt tot een aanzienlijk hoger aantal spoedeisende gevallen in akkerbouw, kan besloten worden om de middencategorie met als oppervlak 5000 m² te blijven handhaven (Tabel 5). Dit zou dus eerst onderzocht moeten worden.

Een ander alternatief voor de middencategorie is om voor zeer grote aaneengesloten gebieden (>100 ha) wel het relatief milde 5000 m² criterium te laten gelden. In de discussie kwam naar voren dat het definiëren van een gebied soms lastig is (multi-interpreteerbaar) en dat dit criterium dus alleen in uitzonderlijke gevallen overwogen moet worden.

Een tweede knip in het landelijke gebied zou dus mogelijk kunnen zijn voor zeer grote aaneengesloten gebieden, bijvoorbeeld 100 ha. Hier zou doorvergiftiging bijvoorbeeld meegewogen kunnen worden, en het oppervlak op 5000 m² gezet kunnen worden. Dit is niet in een tabel verwerkt, maar wordt ter overweging genoemd (modificerende factor).

De categorie ‘wonen met tuin’ is in de aangepaste tabel (Tabel 3) geplaatst onder stedelijk gebied. In de stad dragen tuinen echter voor een zeer groot deel bij aan de ecologische diversiteit. Voorstel is om wonen met tuin op 500 m² te zetten (Tabel 4).

Het onbedekte oppervlak van glastuinbouw valt onder landbouw.

Jaap vraagt zich af in hoeverre 500 m² echt groter is dan 50 m² voor het landelijke gebied. Dit moet verder bekeken worden aan de hand van de realiteit (zoals vastgelegd in bijvoorbeeld het LandsDekkendBeeld, LDB). Mogelijk wordt 500 m² nog steeds als te klein ervaren. Bandbreedtes kunnen aangegeven worden met case studies.

Onderscheid in toxische druk van stoffen

Johannes geeft aan dat de aangepaste tabel nauwelijks onderscheid maakt in oppervlaktes tussen een toxische druk (TD) tussen de 0,2 en 0,5 en een TD van boven de 0,5. Is het wel zinvol om dit onderscheid nog te maken? Michiel geeft aan dat met de huidige toxische druk berekeningen rekening is gehouden met mengsels van stoffen. Dit betekent dat ten opzichte van de oude situatie, locaties met een keur aan verontreinigende stoffen strenger zullen worden beoordeeld, dan locaties met slechts een of twee verontreinigende stoffen. Daarnaast heeft men er voor gekozen om de beslisriteria dichter bij elkaar te brengen: een TD van 0,2 en 0,5 liggen ‘dichter’ bij elkaar (op basis van reële gegevens) dan het 1xHC50 en 10xHC50 beslis criterium. Joop stelt daarom voor om de tabel nog verder te vereenvoudigen door slechts een kolom te gebruiken met een toxische druk van boven de 0,2. In 1994 toen de oude tabel werd opgesteld, gaf VROM aan dat er een extra kolom moest komen om extreme gevallen nog strenger te kunnen beoordelen. Er is echter al een risico als de verontreiniging hoger is dan de interventiewaardes. Bovendien komen locaties met zulke hoge concentraties aan verontreinigde stoffen nauwelijks voor. Gevoelsmatig klopt het echter wel om nog ernstigere verontreinigde locaties strenger te beoordelen. Rationeel gezien is een kolom echter voldoende en praktischer (Tabel 4 en 5).

Doorvergiftiging

In stedelijk gebied kan de modifierende factor ‘doorvergiftiging’ meewegen (zoals cadmium, kwik en lood, eventueel andere stoffen die belangrijk zijn bij doorvergiftiging). In stedelijk gebied, en vooral op industriegebieden, heb je niet te maken met natuurdoeltypen. Wel spelen vogels en kleine zoogdieren een rol in het ecosysteem van industriegebieden en daarmee speelt het risico van doorvergiftiging een rol. Stedelijk gebied kan dan gezet worden op 0,5 km² met als voorwaarde dat er geen doorvergiftiging is (Tabel 4 en 5). Is dat er wel, dan moet de oppervlakte gezet worden op bijvoorbeeld 5000m², rekening houdend met het fourageer-areaal van de soort die je wilt beschermen.

Ecosysteemdiensten

Michiel geeft aan dat naast de soorten-areaal curve (log relatie tussen aantal soorten en oppervlak), ook een ander model gebruikt kan worden voor het oppervlaktecriterium. Naast het beschermen van soorten, zou het beschermen van ecosysteemdiensten ook een speerpunt kunnen zijn. De stelling dat via de bescherming van soorten ook de bescherming van functies is gewaarborgd, lijkt geldig als je de ruimtelijke context niet meeweegt. Een lineair model zou gebruikt kunnen worden om de ecosysteemdiensten van de bodem te beschermen. Hoe meer oppervlak is aangetast, hoe meer ecosysteemdiensten zijn aangetast. Joop geeft aan dat er ook voor ecosysteemdiensten een ondergrens is, zo worden er in een lepel grond niet alle diensten meer uitgevoerd. Dit vang je echter al op met de 1 ha knip; gebieden kleiner dan 1 ha worden strenger beschermd door een kleiner oppervlaktecriterium te kiezen. Daarnaast is het criterium van soortenbescherming waarschijnlijk veel strenger dan het criterium van de bescherming van de ecosysteemdiensten (Rutgers et al., 2008). Met de huidige tabel en de tabel in het voorstel bescherm je dus ook de ecosysteemdiensten van de bodem, ondanks de verschillende relaties in de onderliggende modellen.

Dirk van de Eijk gaf in een mail aan als reactie op de aangepaste tabel dat de ecosysteemdiensten van de bodem ook al verwerkt zijn in de gebiedsindeling. De indeling landelijk versus stedelijk gebied is een zinvol onderscheid wat ecosysteemdiensten betreft. In landelijk gebied zijn de ecosysteemdiensten van de bodem veel belangrijker dan in een stedelijk gebied, en dit is terug te vinden in de strengere oppervlaktes die zijn opgesteld voor landelijk gebied.

Uniciteit

Voor zeldzame ecosystemen zijn er al andere regels beschikbaar. Miranda geeft aan dat het lastig is om eenduidig en generiek aan te geven wat een zeldzaam systeem is. Daarom wordt besloten om uniciteit niet als modifierende factor te laten meewegen.

Menselijke beïnvloeding

De mate van menselijke beïnvloeding wordt al meegewogen door de indeling in landelijk versus stedelijk gebied, en daarom wordt besloten om deze factor verder niet te laten meewegen.

Bijlage 2: Lijst van geïnterviewde personen

Bevoegd gezag

Anton Roeloffzen	DCMR (Rijnmond gebied)
Dirk van der Eijk	Provincie Zuid-Holland (Krimpenerwaard)
Clemens Kester	Provincie Zuid-Holland
Martin Edelman	Gemeentewerken Rotterdam
Hetty van Rhijn	Gemeentewerken Rotterdam
Flip van Keulen	Gemeentewerken Rotterdam
Yvonne de Man	Provincie Limburg
Marcel Tonkers	Waterdienst, Rijkswaterstaat
Jan Huinink	kenniscentrum LNV

Onderzoekers

Jack Faber	WUR
Wim van der Putten	NIOO/WUR
Herman Eijsackers	WUR/ VU
Robert Luttk	RIVM

Adviseurs

Jaap Tuinstra	(vroeger) Haskoning, nu TCB
Joop Vegter	(vroeger) TCB
Erik Kessels	Advies bodembeheer de Kempen
Karen Huijsmans	Grontmij
Anja Derksen	Aquasense, Grontmij
Marlea Wagelmans	Bioclear
Simon Bos	Tauw
Peter Doelman	Doelman Advies
Johan de Jong	DLG

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl