De Bodemgezondheidsindex Amsterdam

Stedelijke bodemgezondheid meten, beoordelen en verbeteren

Amanda Matson, Erik van den Elsen, Kees Teuling, Hessel Woolderink, Gerard Korthals, Paul Römkens

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

De Bodemgezondheidsindex Amsterdam

Stedelijke bodemgezondheid meten, beoordelen en verbeteren

Amanda Matson, Erik van den Elsen, Kees Teuling, Hessel Woolderink, Gerard Korthals, Paul Römkens

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in samenwerking met en gefinancierd door de Gemeente Amsterdam (projectnummer 5200048067).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, april 2025

Gereviewd door:
Simone Verzandvoort, onderzoeksredacteur (Wageningen Environmental Research)

Akkoord voor publicatie:
Mirjam Hack-ten Broeke, teamleider van Bodem, Water en Landgebruik

Rapport 3432
ISSN 1566-7197

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Matson, A., van den Elsen, E., Teuling, K., Woolderink, H., Korthals, G. en Römkens, P., 2025. De *Bodemgezondheidsindex Amsterdam; Stedelijke bodemgezondheid meten, beoordelen en verbeteren.* Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3432. 94 blz.; 20 fig.; 8 tab.; 90 ref.

De beschrijving van een bodemgezondheidsindex voor stedelijke bodems, ontwikkeld in samenwerking met de Gemeente Amsterdam en de Omgevingsdienst, inclusief de resultaten van een kleine set eerste testlocaties in Amsterdam.

Trefwoorden: bodemgezondheid, stedelijke bodems, bodembeoordeling, citizen science

Matson, A., van den Elsen, E., Teuling, K., Woolderink, H., Korthals, G. and Römkens, P. 2025. *The Amsterdam Soil Health Index; Measuring, assessing and improving urban soil health.* Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3432. 94 pp.; 20 fig.; 8 tab.; 90 ref.

The description of a soil health index for urban soils, developed in cooperation with the Municipality of Amsterdam and Department of Environment, including the outcomes from a small set of initial test locations in Amsterdam.

Key words: soil health, urban soils, soil assessment, citizen science

Dit rapport is gratis te downloaden van https://doi.org/10.18174/686912 of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

🅭 2025 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een kwaliteitsmanagementsysteem volgens de ISO 9001. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd volgens de norm ISO 14001. Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3432 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Luchtfoto van Amsterdamse daken naast Sarphati park.

Inhoud

Verantwoording **5**

Woord vooraf **7**

Samenvatting **9**

1 Waarom een bodemgezondheidsindex? **11**

2 De bodemgezondheidsindex Amsterdam (BGI) **13**

2.1 Introductie 13
2.2 Doorlopen van stappen in de BGI 17
2.3 Niveaus van indicatoren 19
2.4 Indicatoren op Niveau I 19
2.5 Indicatoren op Niveau II 20

3 Contextbepaling en indicatorselectie **21**

3.1 Vragenlijst voor doel en context van de bodemgezondheidsbepaling 21
3.2 Ex-situ-indicatoren 22

4 Bodembemonstering **24**

4.1 Wettelijke voorschriften 24
4.2 Voorbereiding veldplan 24
4.2.1 Stap 1 – Bepalen van homogene zones 24
4.2.2 Stap 2 – Monsterlocaties kiezen 25
4.2.3 Stap 3 – Laboratoriumanalyses en begroting 26
4.2.4 Stap 4 – Monsters nemen 26

5 Bepalen van de bodemgezondheidsscore **28**

5.1 Streef- en drempelwaarden en referenties 28
5.2 Onzekerheden 29
5.3 Het scoreconcept 29
5.4 Indicatoren, indicatorgroepen en de bodem als geheel 31

6 Achtergrondinformatie over indicatoren **32**

6.1 Indicatoren van organische stof 32
6.1.1 Organische stof 32
6.2 Fysische indicatoren 34
6.2.1 Textuur 34
6.2.2 Indringingsweerstand 35
6.2.3 Infiltratiecapaciteit 37
6.2.4 Porositeit 39
6.2.5 Watervasthoudend vermogen 40
6.2.6 Bulkdichtheid 41
6.3 Chemische indicatoren 42
6.3.1 Zuurgraad (pH) 42
6.3.2 Voedingsstoffen (focus op N, P, K) 43
6.3.3 Contaminanten (Pb of stoffenpakket(en)) 44
6.3.4 Zoutgehalte (EC) 47
6.4 Biologische indicatoren 49
6.4.1 Aaltjes (totaal en plant-parasitair) 49
6.4.2 Bacteriële biomassa en schimmelbiomassa 51
6.4.3 Regenwormen 52

7	**Basisindex voor bodemgezondheid**	**54**
8	**Literatuur en bronnen**	**55**
Bijlage A	**Interactief-BGI Gebruikershandleiding**	**61**
Bijlage B	**Veldgids: professionele BGI**	**66**
Bijlage C	**Veldgids: basis-BGI**	**72**
Bijlage D	**Resultaten van BGI-testrondes**	**80**
Bijlage E	**Definitielijst**	**90**

Verantwoording

Rapport: 3432
Projectnummer: 5200048067

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: Onderzoeker

naam: Simone Verzandvoort

datum: 13.02.2025

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: Mirjam Hack-ten Broeke

datum: 01.04.2025

Woord vooraf

De bodemgezondheidsindex Amsterdam (BGI), zoals beschreven in dit rapport, is het resultaat van een cocreatie onderzoeksproject tussen Wageningen Environmental Research, de gemeente Amsterdam en de omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied, om een context-specifieke bodemgezondheidsindex te maken voor de stadsbodems van Amsterdam. Het resultaat van die samenwerking, de BGI, is een praktisch instrument, primair bedoeld voor mensen die zich in de praktijk met bodemgezondheid bezighouden. De BGI bestaat uit zes hoofdonderdelen:

1. De wetenschappelijke achtergronden en toelichtingen van de BGI (de hoofdtekst van dit document).
2. Een Excel-werkblad (*Interactief-BGI*) dat ondersteuning biedt voor indicatorselectie, budgetinschatting, verwerking van meetgegevens en uiteindelijk bodembeoordeling door berekening van bodemscores (https://doi.org/10.5281/zenodo.14811203). *De gebruikshandleiding voor het Excel-werkblad is in Bijlage A van dit document toegevoegd.*
3. Een veldgids voor de professionele BGI (Bijlage B in dit document).
4. Een veldgids voor de basisindex (indicatoren van de BGI die met eenvoudige apparatuur of waarnemingen beoordeeld kunnen worden, in plaats van door een professioneel laboratorium; Bijlage C in dit document).
5. Algemene resultaten van een aantal eerste veldtests van de BGI op verschillende locaties in Amsterdam (Bijlage D in dit document).
6. Een lijst met definities (Bijlage E in dit document).

Samenvatting

De bodem is een cruciaal element voor het functioneren van ecosystemen. Veel van wat er over bodems bekend is, komt vanuit onderzoek naar landbouwbodems, maar ook in urbane gebieden zijn bodems belangrijk. Stadsbodems zijn een medium voor plantengroei, ondersteunen de lokale klimaatregulering en fungeren als drager voor boven- en ondergrondse infrastructuur. Desondanks is er nog maar weinig onderzoek gedaan naar het begrijpen en modelleren van het functioneren van de stadsbodem. In dit rapport leggen we de basis voor een bodemgezondheidsindex (BGI) voor stedelijk gebieden, door een focus op de gemeente Amsterdam. We ontwikkelen de index om informatie te verstrekken aan bodemgebruikers en tegelijkertijd structuur te bieden voor bodemmonitoring. Dit helpt om hiaten in de kennis over stedelijke bodems op te vullen en ondersteunt kennisontwikkeling.

In deze eerste versie van de stedelijke bodemgezondheidsindex (BGI) is gekeken naar zes vormen van stedelijk bodemgebruik: groene evenemententerreinen, stadsparken, moestuinen, stadstuinen zonder moestuin, buurtgroen en bodems onder verharding. Voor elk van deze zes vormen van bodemgebruik zijn relevante indicatoren geselecteerd. Op basis hiervan wordt de bodemgezondheid beoordeeld met professionele laboratoriumtests of, voor tuinen, met de vereenvoudigde doe-het-zelf *basisindex*. Op basis van de bijbehorende beoordelingsscores kan besloten worden of de bodemgezondheid voor het locatiespecifieke gebruiksdoel voldoende is of kunnen er maatregelen genomen worden om de bodemgezondheid te verbeteren.

Dit rapport bevat acht hoofdstukken en vijf bijlagen.

- Hoofdstuk 1 introduceert het belang van stedelijke bodemgezondheid en een bodemgezondheidsindex.
- Hoofdstuk 2 beschrijft het BGI-systeem en de indicatoren die erin zijn opgenomen.
- Hoofdstuk 3 beschrijft hoe context is opgenomen in het systeem door middel van een reeks contextvragen.
- Hoofdstuk 4 beschrijft hoe de veldbemonstering gepland en uitgevoerd moet worden.
- Hoofdstuk 5 beschrijft hoe de gegevens worden gebruikt om een bodemgezondheidsscore te bepalen.
- Hoofdstuk 6 geeft achtergrondinformatie voor elk van de indicatoren.
- Hoofdstuk 7 introduceert de basisindex (een aanvullende, praktische index opgesteld voor gebruikers die zelf de gezondheid van de bodem willen beoordelen).
- Hoofdstuk 8 geeft literatuurbronnen voor meer informatie.
- Bijlage A is de handleiding voor het Interactief-BGI (een interactief Excel-werkblad [https://doi.org/10.5281/zenodo.14811203] voor het beantwoorden van de contextvragen, het kiezen van indicatoren, het schatten van de kosten van een bodemgezondheidsbeoordeling, het invoeren van gegevens uit het veld/lab en het berekenen van de bodemgezondheidsscores).
- Bijlage B is de veldgids voor bemonstering met behulp van de professionele bodemgezondheidsindex.
- Bijlage C is de veldgids voor bemonstering met behulp van de basisindex.
- Bijlage D geeft een samenvatting van de belangrijkste lessen die zijn geleerd uit een aantal eerste tests van het BGI-systeem die plaatsvonden in Amsterdam.
- Bijlage E is een lijst met definities van relevante termen die in het rapport worden gebruikt.

1 Waarom een bodemgezondheidsindex?

De bodem is een cruciaal element voor het functioneren van ecosystemen. Mensen zijn afhankelijk van de bodem omdat deze voorziet in onder andere voedsel, bouwmaterialen, schone lucht en water, klimaatregulatie en -adaptatie en groene gebieden voor natuur en recreatie. Toch wordt geschat dat in heel Europa meer dan 60% van de bodems momenteel ongezond is (Veerman et al., 2020). Dit kan op lange termijn gevolgen hebben voor het vermogen van bodems om deze ecosysteemdiensten te leveren. Om dit probleem aan te pakken, hebben we methoden nodig om de gezondheid van de bodem te beoordelen en te monitoren en om beheerders van de groene ruimte te ondersteunen bij duurzaam bodembeheer.

De bodem is een complex medium dat zich kenmerkt door interactie tussen chemische, fysische en biologische eigenschappen en processen. Het is deze complexiteit die het streven naar een duurzame vorm van bodembeheer bemoeilijkt. Tot op heden wordt het concept van bodemgezondheid bovendien kwalitatief opgevat en omschreven als het vermogen van een bodem om op lange termijn duurzame ecosysteemdiensten te leveren (Faber et al., 2022). Dit maakt het lastig om in te schatten in welke mate een specifiek bodembeheer en -gebruik bijdraagt aan een bepaalde bodemfunctie (en vervolgens de gerelateerde ecosysteemdiensten) of deze juist beperkt. Om die interactie tussen beheer, bodemeigenschappen en bodemfuncties te kunnen kwantificeren, is inzicht nodig in bodemtype, klimaat, topografie, beheergeschiedenis, huidig landgebruik en hoe deze in ruimte en tijd op elkaar inwerken. Het gebrek aan kennis over deze complexe interacties belemmert ons om een algemeen toepasbare methode te ontwikkelen om de gezondheid van de bodem op brede schaal te beoordelen om zo een basis te leggen voor een meer duurzame vorm van bodembeheer.

Veel van wat er over bodems bekend is, komt vanuit onderzoek naar landbouwbodems. In urbane gebieden geldt dat er, in tegenstelling tot landbouwbodems, nog maar weinig onderzoek is gedaan naar het begrijpen en modelleren van het functioneren van de stadsbodem. De hogere bevolkingsdichtheid van stedelijke gebieden vertaalt zich echter in een hogere intensiteit en diversiteit van bodemgebruik en -beheer in de stad dan in landbouwbodems. Bovendien dragen stedelijke bodems bij aan een andere diversiteit aan functies[1] in vergelijking met landbouwbodems, en dienen dus ook anders beoordeeld te worden. Stadsbodems zijn een medium voor plantengroei, ondersteunen de lokale klimaatregulering en fungeren als drager voor boven- en ondergrondse infrastructuur. Deze combinatie van landgebruik en bodemfuncties maakt dat er in stedelijke bodems maar zeer beperkt kan worden uitgegaan van de natuurlijke ruimtelijke samenhang van bodems. Daarnaast kennen stadsbodems vaak een complexere geschiedenis, die zich met name uit in een groter risico op de aanwezigheid van vervuiling dan in het landelijke gebied. Dit kan de werking en kwaliteit van de bodem aantasten (Yang et al., 2006).

Om aan de toegenomen behoefte aan kennis en beoordelingssystemen van de stadsbodem te voldoen, is het belangrijk de bodemcomplexiteit beter te begrijpen. Daarvoor hebben we dringend meer en veelal ook andere gegevens nodig van stedelijke bodems dan nu beschikbaar zijn, zoals data uit standaard milieuhygiënisch bodemonderzoek. In dit rapport leggen we de basis voor een bodemgezondheidsindex (BGI) voor stedelijk gebied door een focus op de gemeente Amsterdam. Met gebruik van de huidige kennis van bodemeigenschappen en bodemfuncties, ontwikkelen we een index om informatie te verstrekken aan bodemgebruikers en tegelijkertijd structuur te bieden voor bodemmonitoring. Dit helpt om hiaten in de kennis over stedelijke bodems op te vullen en ondersteunt kennisontwikkeling. Deze index is nadrukkelijk bedoeld als een 'levend instrument', dat in de loop van de tijd kan worden aangepast naarmate de kennis toeneemt.

[1] Bodemfuncties worden algemeen gedefinieerd als taken die door de bodem worden uitgevoerd om ecosysteemdiensten te leveren (*zie bijlage E*), maar er kan enige overlap zijn tussen functies en ecosysteemdiensten. Dit rapport richt zich specifiek op zeven aspecten die relevant zijn voor stedelijke gebieden: draagkracht, drager voor groenvoorziening, habitat voor ecologie, buffering/filtering, voedselproductie, waterregulering en watervoorziening, die voor de eenvoud allemaal *bodemfuncties* worden genoemd (zie Figuur 1).

De streef- en drempelwaarden die in de BGI worden gebruikt, zijn afkomstig – indien mogelijk – uit wetenschappelijke literatuur. Referentiewaarden (en enkele streef- en drempelwaarden) zijn overgenomen uit BLN 1.1 (Bodemindicatoren voor Landbouwgronden in Nederland; De Haan et al. (2021)) of uit de resultaten van andere relevante projecten. De *Raamwerkdefinitie Gezonde Bodem Amsterdam* (Vlaar et al. 2023) omvat door de gemeente Amsterdam gehanteerde waarden en sommige daarvan zijn ook overgenomen. Verschillende waarden werden vervolgens aangepast op basis van *expert knowledge* en/of op basis van gegevens die tijdens het project in Amsterdam zijn verzameld. De resulterende lijst met referentie-, streef- en drempelwaarden is te vinden in de desbetreffende secties van het Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)*.

De bodemgezondheidsindex (beide vormen: professionele en basisindex) is informatief bedoeld. Hoewel de informatie in de index kan worden opgenomen in gerelateerde beleidsinstrumenten, is de indexstructuur zelf niet ontwikkeld - en ook niet geschikt - om als rigide regelgevend instrument te dienen. In plaats daarvan biedt het bodembelanghebbenden een hulpmiddel om bodemgezondheid te beoordelen, te begrijpen en te verbeteren.

2 De bodemgezondheidsindex Amsterdam (BGI)

2.1 Introductie

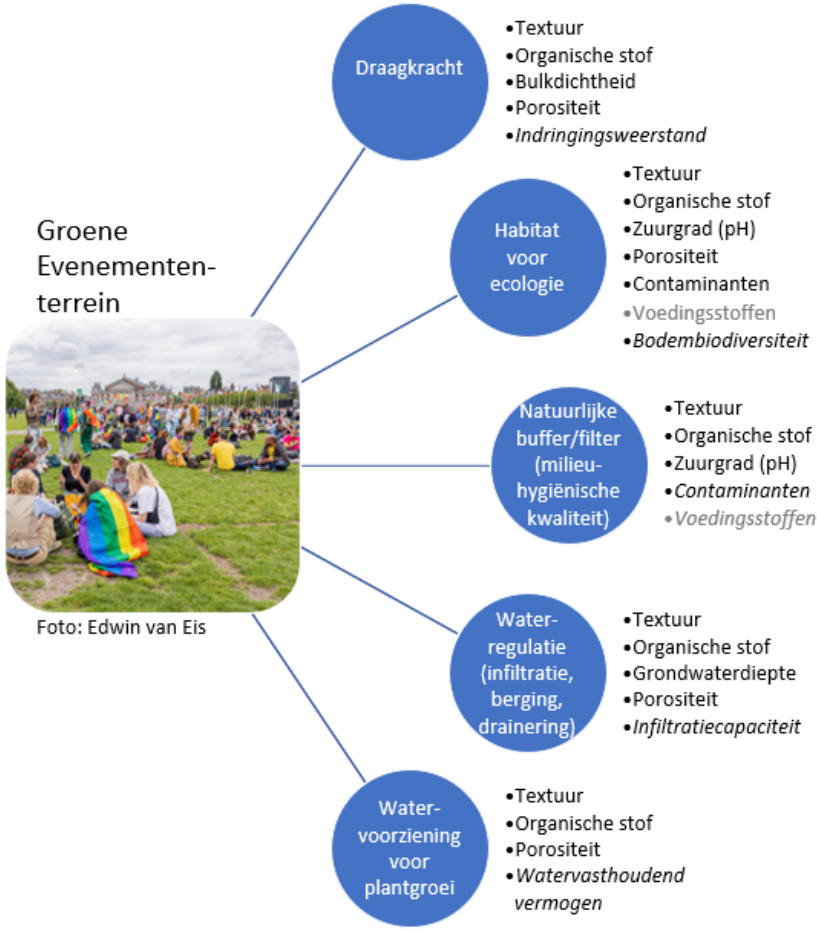
De bodemgezondheidsindex Amsterdam (BGI) biedt de mogelijkheid om de bodemgezondheid te beoordelen op een professionele of eenvoudige manier. Hoewel het hele systeem (professioneel en eenvoudig) wordt aangeduid als **het BGI-systeem** (of gewoon BGI), richt dit document zich voornamelijk op de professionele optie. Wanneer specifiek de eenvoudigere versie wordt beschreven, wordt deze de 'basisindex' genoemd.

In deze eerste versie van de BGI is gekeken naar zes vormen[2] van stedelijk bodemgebruik:
- Groene evenemententerreinen
- Stadsparken
- Moestuinen
- Stadstuinen zonder moestuin
- Buurtgroen
- Bodems onder verharding

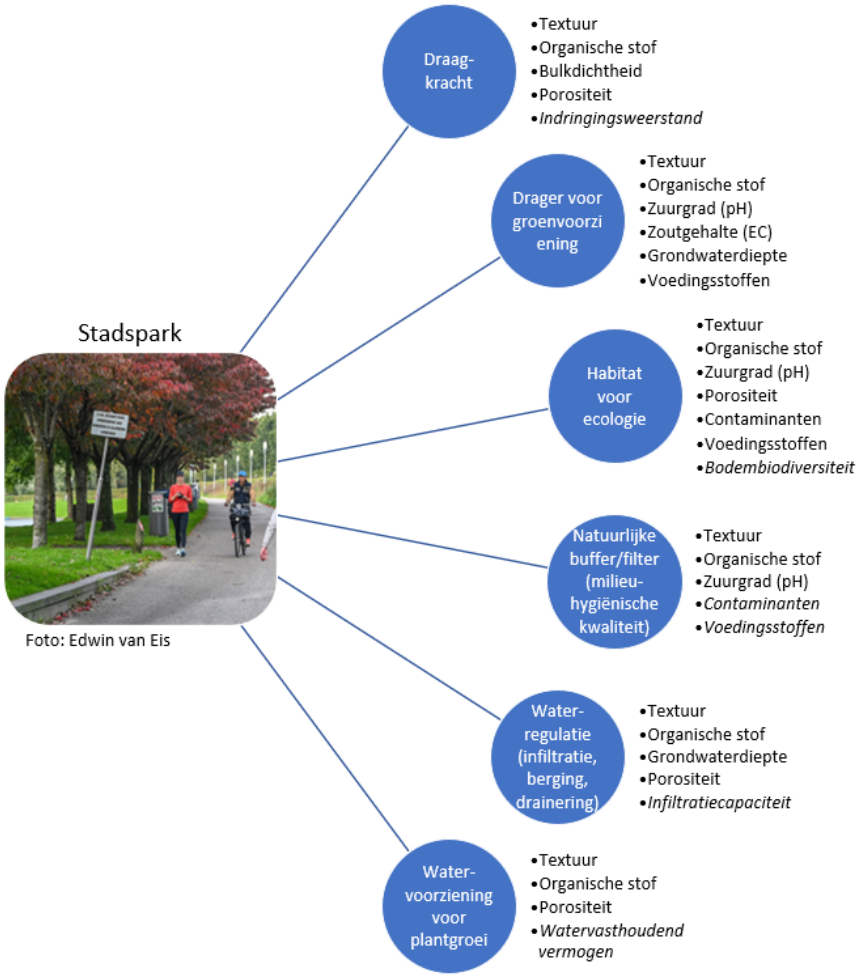
Binnen elk van de zes bovengenoemde vormen van bodemgebruik zijn relevante functies van de bodem geïdentificeerd (Figuur 1) en zijn indicatoren geselecteerd voor de BGI, die informatie verschaffen over de mate waarin een bodem met deze vormen van bodemgebruik deze functies levert. Voor tuinen is de alternatieve *basisindex* opgesteld voor gebruikers die zelf de gezondheid van de bodem in hun tuin willen beoordelen, gebruikmakend van eenvoudige middelen. Daarbij was het streven om de metingen die voor deze beoordeling nodig zijn toegankelijk te maken in gevallen waar liever niet geïnvesteerd wordt in laboratoriumtests. Deze basisindex vereist daarom weliswaar de aanschaf van enkele basisbenodigdheden, maar geen metingen in een gespecialiseerd laboratorium. Voor beide indices geeft een bodemscore weer hoe goed een bodem voldoet aan de prioriteiten die we eraan stellen in het licht van het beoogde gebruik.

Figuur 1 toont de indicatoren die van invloed zijn op de verschillende functies die de bodem levert voor het stedelijk gebied. Voor een bodem met lage scores voor één of meer indicatoren kan een gebruiker de diagrammen gebruiken om te beoordelen aan welke indicator(en) prioriteit moet worden gegeven, op basis van welke bodemfuncties het belangrijkst zijn voor dat bodemgebruik. Bodems onder verharding moeten vooral stabiel zijn. Maar waar ze de stabiliteit niet in de weg staan, kunnen diensten zoals het bufferen van vervuilende stoffen en het bieden van habitat voor sommige vormen van bodemleven ook bevorderd worden.

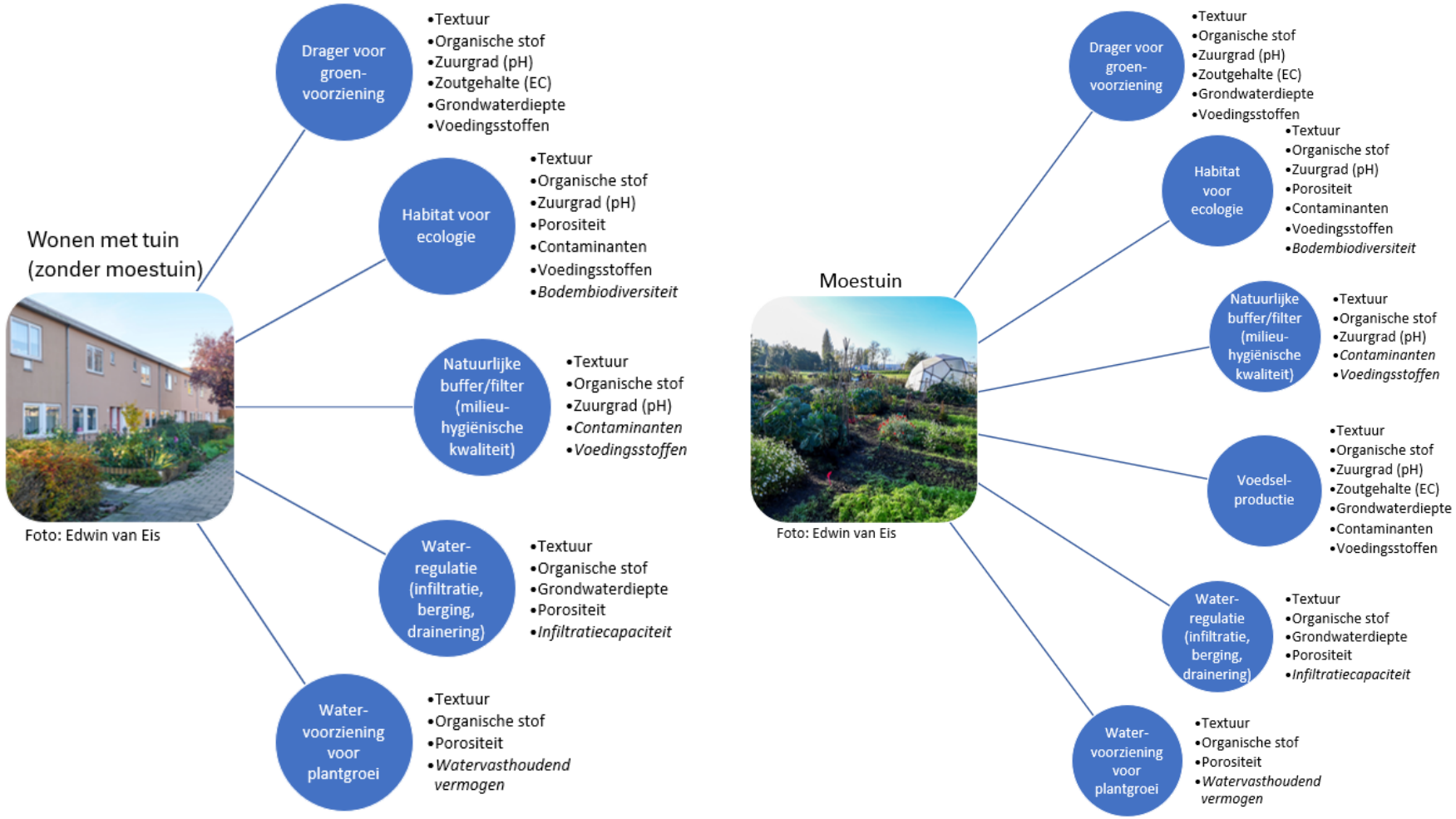
[2] Er zijn drie stedelijke bodemgebruiken die niet genoemd worden. Voor het bodemgebruiksdoel *bomen* zijn al standaarden uitgewerkt in het 'Handboek Groen' (https://openresearch.amsterdam/image/2020/12/8/handboek_groen.pdf) die worden gehandhaafd in de Gemeente Amsterdam en het is overbodig om deze te herhalen. Het bodemgebruik *natuurlandschap* valt niet onder deze index, omdat het in deze gebieden draait om natuurlijke ontwikkeling en niet om handhaving of waardering. Aangezien de nadruk lag op het creëren van een stedelijke index, werden *landelijk randstedelijke gebieden* niet opgenomen, maar deze kunnen worden beoordeeld aan de hand van een stedelijke of agrarische index, afhankelijk van de context.


Groene Evenementen-terrein
Foto: Edwin van Eis
Draagkracht
•Textuur
•Organische stof
•Bulkdichtheid
•Porositeit
•Indringingsweerstand
Habitat voor ecologie
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Porositeit
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
•Bodembiodiversiteit
Natuurlijke buffer/filter (milieu-hygiënische kwaliteit)
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
Water-regulatie (infiltratie, berging, drainering)
•Textuur
•Organische stof
•Grondwaterdiepte
•Porositeit
•Infiltratiecapaciteit
Water-voorziening voor plantgroei
•Textuur
•Organische stof
•Porositeit
•Watervasthoudend vermogen

Bodem onder verharding
Foto: Edwin van Eis
Draagkracht
•Textuur
•Organische stof
•Bulkdichtheid
•Porositeit
•Indringingsweerstand
Habitat voor ecologie
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Porositeit
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
•Bodembiodiversiteit
Natuurlijke buffer/filter (milieu-hygiënische kwaliteit)
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
Waterregulatie (infiltratie, berging, drainering)
•Textuur
•Organische stof
•Grondwaterdiepte
•Porositeit
•Infiltratiecapaciteit


Stadspark
Foto: Edwin van Eis
Draag-kracht
•Textuur
•Organische stof
•Bulkdichtheid
•Porositeit
•Indringingsweerstand
Drager voor groenvoorziening
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Zoutgehalte (EC)
•Grondwaterdiepte
•Voedingsstoffen
Habitat voor ecologie
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Porositeit
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
•Bodembiodiversiteit
Natuurlijke buffer/filter (milieu-hygiënische kwaliteit)
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
Water-regulatie (infiltratie, berging, drainering)
•Textuur
•Organische stof
•Grondwaterdiepte
•Porositeit
•Infiltratiecapaciteit
Water-voorziening voor plantgroei
•Textuur
•Organische stof
•Porositeit
•Watervasthoudend vermogen

Buurtgroen
Foto: Edwin van Eis
Drager voor groen-voorziening
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Zoutgehalte (EC)
•Grondwaterdiepte
•Voedingsstoffen
Habitat voor ecologie
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Porositeit
•Voedingsstoffen
•Contaminanten
•Bodembiodiversiteit
Natuurlijke buffer/filter (milieu-hygiënische kwaliteit)
•Textuur
•Organische stof
•Zuurgrad (pH)
•Contaminanten
•Voedingsstoffen
Water-regulatie (infiltratie, berging, drainering)
•Textuur
•Organische stof
•Grondwaterdiepte
•Porositeit
•Infiltratiecapaciteit
Water-voorziening voor plantgroei
•Textuur
•Organische stof
•Porositeit
•Watervasthoudend vermogen



Figuur 1 *Zes diagrammen van bodemgebruik, bodemfuncties en daaraan verbonden indicatoren voor de beoordeling van de bodemgezondheid in het stedelijk gebied. Elk van de zes diagrammen toont een ander bodemgebruik (naam en voorbeeldfoto links). Binnen elk bodemgebruik worden belangrijke bodemfuncties (in de blauwe/bruine cirkels) voor dat gebruik getoond. Binnen elke bodemfunctie worden indicatoren (opsommingsteken rechts van elke cirkel) voor die bodemfunctie weergegeven. Let op: alleen indicatoren die zijn opgenomen in de huidige versie van BGI zijn weergegeven. Wanneer bodemfuncties in een bruine cirkel worden weergegeven en indicatoren in grijs, is het meten/bepalen van die functies/indicatoren mogelijk, maar kregen ze geen prioriteit voor meting/bepaling in het BGI-systeem. Er zijn twee soorten indicatoren: indicatoren die van invloed zijn op de bodemfunctie (als eerste vermeld) en indicatoren die een maat zijn voor die functie (als laatste vermeld en cursief gedrukt). [Foto's zijn gebruikt met toestemming van Edwin van Eis, Gemeente Amsterdam.]*

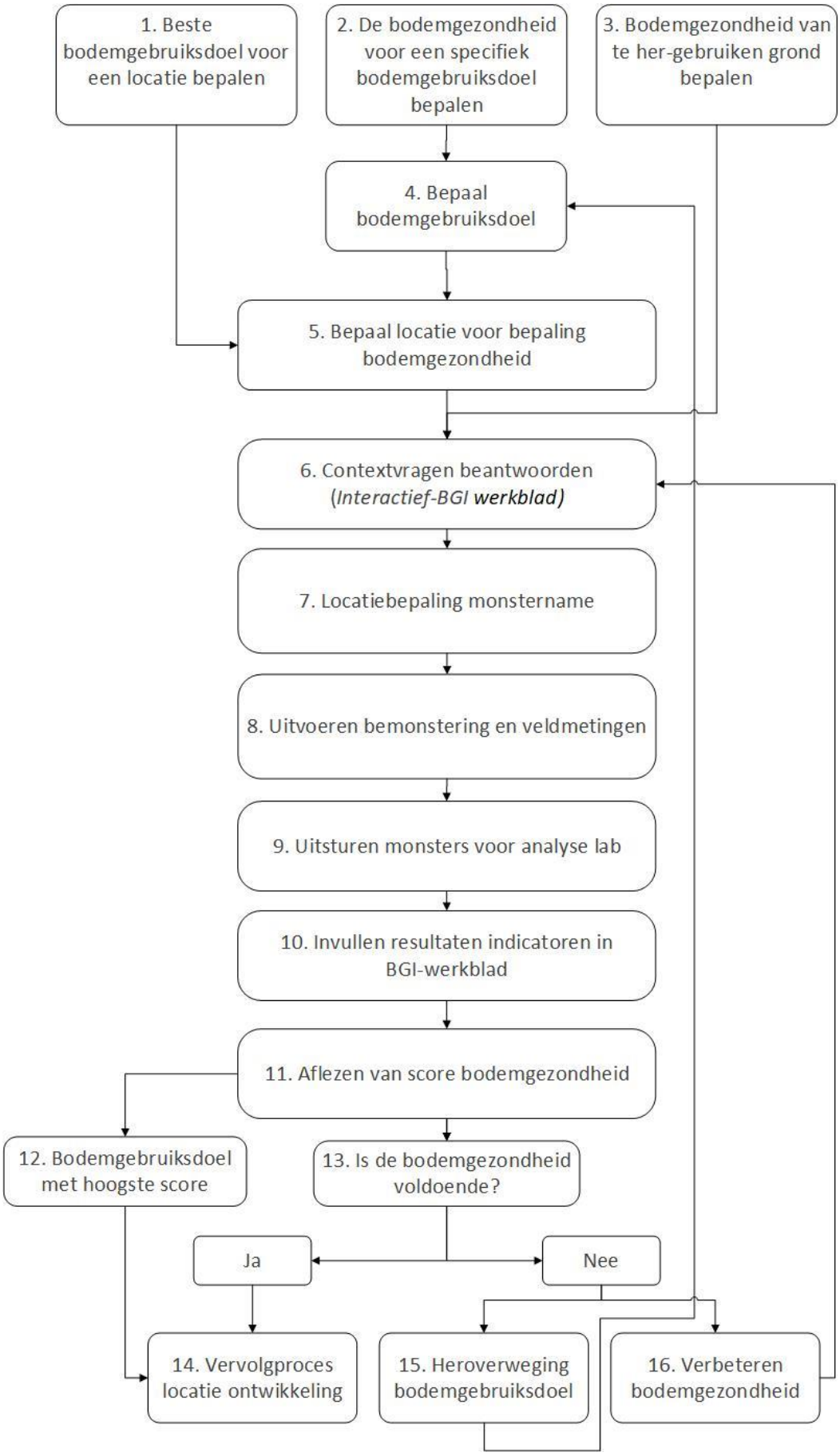
2.2 Doorlopen van stappen in de BGI

Gebruikers van de basisindex kunnen direct naar hoofdstuk 7 gaan. Hoewel het misschien interessant is om de achtergrondinformatie over bemonstering (hoofdstuk 4), scoren (hoofdstuk 5) en indicatoren/beheer (hoofdstuk 6) te lezen, is geen van de informatie vóór hoofdstuk 7 nodig om de basisindex te gebruiken.

Om gebruik te maken van de professionele BGI moet er een aantal stappen worden doorlopen (Figuur 2). Deze zijn afhankelijk van onder andere het gebruiksdoel van de BGI. Zo kan deze gebruikt worden voor het bepalen van het beste bodemgebruiksdoel voor een locatie (Figuur 2-1), de bodemgezondheid voor een specifiek bodemgebruiksdoel (Figuur 2-2) of de bodemgezondheid van te hergebruiken grond (Figuur 2-3). Op basis hiervan dient er een aantal vragen beantwoord te worden om de context te bepalen (Figuur 2-6; bijv. geschiedenis van landgebruik, specifieke doelen, bekende problemen etc.) en de bodemindicatoren te selecteren die nodig zijn voor het bepalen van de bodemgezondheid van de desbetreffende locatie.

Wanneer de relevante indicatoren zijn bepaald, is de volgende stap om de ruimtelijke indeling voor het nemen van de bodemmonsters voor te bereiden (Figuur 2-7; hoofdstuk 4). Dit wordt vervolgd door het daadwerkelijk uitvoeren van het bodemgezondheidsonderzoek (Figuur 2-8), dat begint met een visuele inspectie gevolgd door monstername (*zie de bijbehorende Veldgids in Bijlage B*). Na de monstername worden de monsters naar het laboratorium gestuurd (Figuur 2-9) voor de analyse van de bodemindicatoren. Wanneer de resultaten van de metingen zijn ontvangen, kunnen deze ingevoerd worden in het Interactief-BGI (*Excel-werkblad met gebruikshandleiding in Bijlage A;* Figuur 2-10). Het is aanbevolen dat de gebruiker het werkblad doorneemt met de gebruikshandleiding in Bijlage A.

Op basis van de ingevulde waarden van de bodemindicatoren wordt de bodemgezondheid berekend (Figuur 2-11) voor de individuele indicatoren, de indicatorgroepen (organische stof, fysisch, chemisch, biologisch) en voor de hele bodem. Op basis van deze scores kan besloten worden of de bodemgezondheid voor het locatiespecifieke gebruiksdoel voldoende is (Figuur 2-13), waarna het vervolgproces (bijv. locatieontwikkeling; Figuur 2-14) plaats kan vinden. Bij een onvoldoende score kan het bodemgebruiksdoel aangepast worden (Figuur 2-15) aan de aanwezige kenmerken van de bodem of kunnen er maatregelen genomen worden om de bodemgezondheid te verbeteren (Figuur 2-16). Daarbij kan het nuttig zijn om terug te gaan en de afzonderlijke indicatoren te koppelen aan de bodemfuncties die ze beïnvloeden/weergeven (Figuur 1).



Figuur 2 *De stappen om de bodemgezondheidsindex (BGI) te gebruiken bij een stedelijke bodemgezondheidsbeoordeling. Het Excel-werkblad (Interactief-BGI; gebruikshandleiding in Bijlage A) kan hier worden gevonden: https://doi.org/10.5281/zenodo.14811203.*

2.3 Niveaus van indicatoren

De BGI is opgesplitst in twee niveaus: het standaardniveau (Niveau I [Tabel 1]) en het aanvullende niveau (Niveau II [Tabel 2]). Het standaardniveau bestaat uit een lijst met indicatoren die *altijd* bepaald worden in een bodemgezondheidsbeoordeling (afgezien van bodem onder verharding of van te hergebruiken grond, die speciale gevallen zijn). Het meten van de indicatoren in het aanvullende niveau is afhankelijk van de context (gebruiksdoel, belangrijke bodemfuncties, locatiespecifieke omstandigheden) waarin de bodem zich bevindt. Om te bepalen of aanvullende indicatoren in het BGI-onderzoek moeten worden meegenomen, bevat de index een reeks vragen, de contextbepaling. Hierbij wordt rekening gehouden met het feit dat een bodemgebruiker vaak aanvullende, waardevolle informatie over de bodem heeft, die kan bijdragen aan een beoordeling. Op basis van de antwoorden op deze vragen worden alleen die indicatoren in Niveau II geselecteerd die noodzakelijk zijn, antwoord geven op aanvullende vragen of die betrekking hebben op buitengewone omstandigheden.

De indicatoren in de BGI zijn gekozen op basis van twee criteria: robuustheid (geschiktheid voor de meeste contexten) en kosteneffectiviteit (het minimumaantal indicatoren dat nog bruikbare informatie kan opleveren). Deze criteria zijn gekozen omdat het systeem bedoeld is als een wetenschappelijk onderbouwd, maar pragmatisch besluitvormingsinstrument ter ondersteuning van duurzaam bodemgebruik en -beheer in de stad. Op basis van de specifieke aspecten van bodemgezondheid of -kwaliteit die ze evalueren, kunnen de indicatoren gegroepeerd worden in de volgende groepen: Organische stof, Fysische, Chemische en Biologische indicatoren (zie Tabel 1 en Tabel 2).

2.4 Indicatoren op Niveau I

De indicatoren die tot Niveau I behoren zijn gegeven in Tabel 1. Een gedetailleerde beschrijving van de indicatoren is gegeven in de achtergrondinformatie over de gebruikte indicatoren (*Achtergrondinformatie over indicatoren*).

Tabel 1 *De Niveau I-indicatoren in de stedelijke bodemgezondheidsindex. Indicatoren aangeduid met ✓ worden altijd gemeten in een bodemgezondheidsbeoordeling. Een 'o' geeft aan dat de indicator relevant kan zijn in Niveau II. Een 'x' geeft aan dat de indicator niet relevant is voor dat bodemgebruik. De indicatoren zijn gegroepeerd in: organischestofgehalte (rood), fysisch (blauw), chemisch (geel) en biologisch (groen). ET = Groen evenemententerrein, SP = Stadspark, BG = Buurtgroen, TZ = stadstuin zonder moestuin, MV = Moestuin/Volkstuin (voedseltuinen), OV = Onder verharding.*

Nr	Indicator	Klassieke meetmethode	Andere methode	Eenheid	ET	SP	BG	TZ	MV	OV
1	Organischestofgehalte (OS)	Gloeiverlies 550 °C	NIRS	%	✓	✓	✓	✓	✓	✓
2	Textuur (of Korrelgrootteverdeling)	Laser diffractie	Pipetmethode of NIRS	%	✓	✓	✓	✓	✓	✓
3	Indringingsweerstand	Penetrometer/ Penetrologger	-	MPa	✓	○	○	○	○	X
4	Infiltratiecapaciteit	Dubbele ring-infiltrometer	Mini Disk-infiltrometer	mm u^{-1}	✓	○	○	○	○	X
5	Porositeit	100CC-ringmethode	-	m^3 m^{-3}	✓	○	○	○	○	X
8	Zuurgraad (pH)	Extractie in $CaCl_2$	NIRS	-	✓	✓	✓	✓	✓	X
9	Bodemgehalte Pb	Aqua Regia (Koningswater)	-	mg kg^{-1} bodem	✓	✓	✓	✓	✓	X
13	Aaltjes, aantallen	Microscopie	-	Aantal 100 g^{-1} droge grond	✓	✓	✓	✓	✓	X
14	Aaltjes, plantenparasieten	Microscopie	-	Aantal 100 g^{-1} droge grond	✓	✓	✓	✓	✓	X

2.5 Indicatoren op Niveau II

De indicatoren die tot niveau II horen, zijn gegeven in Tabel 2. Een gedetailleerde beschrijving van de indicatoren is gegeven in de achtergrondinformatie over de gebruikte indicatoren (*Achtergrondinformatie over indicatoren*).

Tabel 2 *De Niveau II-indicatoren in de stedelijke bodemgezondheidsindex. Deze indicatoren worden onder bepaalde voorwaarden opgenomen in een bodemgezondheidsbeoordeling (zie hoofdstuk 3). Een 'x' geeft aan dat de indicator niet relevant is voor dat bodemgebruik. Een @-teken geeft aan dat deze indicatoren alleen dan gemeten worden als dat uit de contextvragen naar voren komt.*

Nr	Indicator	Klassieke meetmethode	Andere methode	Eenheid	ET	SP	BG	TZ	MV	OV
3	Indringingsweerstand	Penetrometer	-	MPa	@	@	@	@	@	X
4	Infiltratiecapaciteit	Dubbele ring-infiltrometer	Mini Disk-infiltrometer	mm m^{-2} u^{-1}	@	@	@	@	@	X
5	Porositeit	100CC-ring-methode	-	m^3 m^{-3}	@	@	@	@	@	X
6	Watervasthoudend vermogen	Zandbak/drukpan	Pedotransfer functie: textuur + OS%	m^3 m^{-3}	@	@	@	@	@	X
7	Droge bulkdichtheid	100CC-ring, massa na drogen 105 °C	Pedotransfer functie: textuur + OS%	kg m^{-3}	@	@	@	@	@	@
10	Contaminanten	Aqua Regia (Koningswater)	-	mg/kg bodem	@	@	@	@	@	X
11	Voedingsstatus	Labanalyse	NIRS	Diversen	X	@	@	@	@	X
12	Zoutgehalte (EC)	Soil saturated paste	-	dS/m	@	@	@	@	@	X
15	Bacteriële biomassa	Microscopie	PLFA	µg PLFA g^{-1}	@	@	@	@	@	X
16	Schimmelbiomassa	Microscopie	PLFA	µg PLFA g^{-1}	@	@	@	@	@	X
17	Regenwormen	Water extractie	-	Aantal (# m^{-2})	@	@	@	@	@	X

3 Contextbepaling en indicatorselectie

Relevante indicatoren voor een bodemgezondheidsbeoordeling hangen af van de onderzoeksvraag en de context (bijv. geschiedenis van landgebruik, specifieke doelen, bekende problemen etc.) waarin een bodem zich bevindt. In hoofdstuk 3 worden bodemindicatoren voor enkele mogelijke contexten geïdentificeerd aan de hand van een reeks contextvragen (Figuur 2.6; Figuur 2). De vragen ondersteunen de selectie van relevante bodemindicatoren uit Tabel 1 en Tabel 2 en kunnen worden beantwoord met behulp van het Excel-rekenblad (tabblad: *Contextvragen*) of door de vragen hier door te lezen.

3.1 Vragenlijst voor doel en context van de bodemgezondheidsbepaling

Als de vragenlijst in het Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)* wordt gebruikt, wordt automatisch een lijst met aanbevolen indicatoren gegenereerd. De onderstaande vragenlijst (identiek aan de vragenlijst in het werkblad, behalve dat sommige vragen in de onderstaande vragenlijst automatisch worden gedefinieerd als 'niet van toepassing' in het werkblad) kan echter ook gebruikt worden om handmatig de indicatoren te kiezen en in een indicatorlijst op te nemen, behalve voor bodem onder verharding.[3]

1. Is deze bodemgezondheidsbeoordeling bedoeld om:
   a. De mogelijkheden voor de toekomstige ruimtelijke ontwikkeling te verkennen en inzicht te krijgen in welk toekomstig bodemgebruik geschikt is voor een bepaalde locatie of gebied? In dat geval dient de volledige indicatorenlijst van Niveau I en Niveau II gebruikt te worden.
   b. De geschiktheid van een vooraf bepaald bodemgebruik te beoordelen? Ga dan naar vraag 2 hieronder.
   c. Van een beschikbare partij grond de hergebruiksmogelijkheden te beoordelen? Kijk dan verder onder *ex-situ-indicatoren* (*zie paragraaf 3.2*).

2. Is de draagkracht van belang (wordt het gebied intensief gebruikt, bijvoorbeeld door voetgangers of voertuigen)?
   a. Nee, ga dan door naar vraag 3.
   b. Ja, voeg dan de indringingsweerstand (Niveau II, nummer 1) toe aan de indicatorenlijst en ga door naar vraag 3.

3. Ligt het (gemiddelde) grondwaterpeil dieper dan 50 cm onder het maaiveld?
   a. Nee, voeg zoutsterkte (EC; Niveau II, nummer 8) toe aan de indicatorlijst en ga door naar vraag 4.
   b. Ja, ga door naar vraag 4.

4. Zijn er tekenen van waterverzadiging? Bijvoorbeeld langdurige plasvorming? Of is het bodemgebruik een groen evenemententerrein?
   a. Nee (op alle vragen), ga dan door vraag 5.
   b. Ja (op een of meer vragen), voeg dan Indringingsweerstand (Niveau II, nummer 1), Infiltratiecapaciteit (Niveau II, nummer 2) en Porositeit (Niveau II, nummer 3) toe aan de indicatorenlijst[4] en ga door naar vraag 5.

[3] Voor bodem onder verharding zijn de aanbevolen indicatoren organische stof, textuur en bulkdichtheid.
[4] In Bijlage B (Veldgids Professionele Index) is een flowchart te vinden die handvatten geeft over de voorwaarden waaronder een of meer van de penetratieweerstand, infiltratiecapaciteit en porositeit gemeten moeten worden.

5. Zijn er tekenen van overmatige verdroging in de warme perioden? Denk bijvoorbeeld aan het verdorren van gras of struiken.
   a. Nee, ga dan door naar vraag 6.
   b. Ja, voeg Watervasthoudend vermogen (Niveau II, nummer 4) toe aan de indicatorenlijst en ga door naar vraag 6.

6. Is er informatie over het huidige/historisch bodemgebruik (of bijv. een milieuhygiënisch onderzoek) op deze locatie?
   a. Ja, ga verder met vraag 7. (Ga ook voor evenemententerreinen verder met vraag 7.)
   b. Nee, voeg het stoffenpakket (Niveau II, nummer 6) en het pakket voedingsstoffen (Niveau II, nummer 7) toe aan de indicatorenlijst en ga door naar vraag 11.

7. Kan het historisch bodemgebruik geleid hebben tot verontreiniging (bijv. brand, industrieel gebruik, ingebrachte grond etc.) of zijn er andere redenen om aan te nemen dat verontreiniging mogelijk is? Of maakt voedselproductie deel uit van het beoogde bodemgebruik?
   a. Nee (op alle vragen), ga door naar vraag 8 (Ga ook voor evenemententerreinen verder met vraag 7.)
   b. Ja (op een of meer vragen), voeg het stoffenpakket (Niveau II, nummer 6) toe aan de indicatorenlijst[5] en ga door naar vraag 8.

8. Worden er compost of andere meststoffen en bodemverbeteraars gebruikt bij het bodembeheer?
   a. Nee, ga door naar vraag 9.
   b. Ja, voeg pakket voedingsstoffen (Niveau II, nummer 7) toe aan de indicatorenlijst en ga door naar vraag 9.

9. Vertonen planten tekenen van een tekort aan voedingsstoffen, of is er een plan om planten aan te planten met zeer specifieke behoeften?
   a. Nee (op alle vragen), ga door naar vraag 10.
   b. Ja (op een of meer vragen), voeg voedingsstoffen (Niveau II, nummer 7) toe aan de indicatorenlijst en ga door naar vraag 10.

10. Is biodiversiteit een specifiek doel of is het interessant om extra inzicht in bodemleven te krijgen?
    a. Nee (op alle vragen), ga door naar vraag 11.
    b. Ja (op een of meer vragen), voeg Bacteriële biomassa, Schimmelbiomassa en Wormen (Niveau II, nummers 9-11) toe aan de indicatorenlijst en ga door naar vraag 11.

11. Is deze bodem oorspronkelijk of is er in het verleden grond van elders toegevoegd?
    Pas het aantal monsters aan conform de richtlijn in paragraaf 4.2.2 (of in Bijlage B – Veldgids Professionele Index).

3.2 Ex-situ-indicatoren

Onder *ex-situ-bodem* wordt verstaan grond die is afgegraven en vervolgens voor een periode wordt opgeslagen voordat het wordt gebruikt (bijvoorbeeld in een grondbank). Aangezien de fysische eigenschappen van de bodem verstoord worden door afgraven en transport, wordt afgeraden om een groot deel van de fysische bodemindicatoren (met uitzondering van textuur) te meten in ex-situ-partijen grond (bijvoorbeeld bij een grondbank of in tijdelijke opslag). Het organischestofgehalte en de chemische parameters dienen wel gemeten te worden in dit geval (Niveau I en Niveau II).

Of biologische indicatoren van ex-situ-bodems nuttig zijn om de bodemgezondheid te beoordelen, hangt onder andere af van de oorspronkelijke bodemkwaliteit (de kwaliteit van de grond toen deze nog onderdeel was van een bodem), andere bodemeigenschappen (bijv. textuur, gehalte aan organische stof, historie van

[5] Het stoffenpakket wordt altijd aanbevolen bij voedselproductie. Als er gegevens beschikbaar zijn die de aanwezigheid van contaminanten uitsluiten, kan deze worden weggelaten.

de bodem) en opslagomstandigheden. Daarom is het moeilijk om één algemene regel te stellen voor het al dan niet aanbevelen van biologische indicatoren.

Onderzoeken hebben aangetoond dat de grootste verandering in het bodemleven, na het in opslag plaatsen van afgegraven grond, binnen de eerste zes maanden kan optreden (Grant et al., 2016), maar ook dat in grond die langer dan vijf jaar is opgeslagen nog steeds enig bodemleven aanwezig kan zijn als bodemvorming weer begint (Scullion et al., 1988). Bij de opslag van grond waarin regenwormen moeten overleven, mag de hoogte van de berg aarde niet meer dan 1 meter worden, omdat opgeslagen grond onder meer dan 1 meter anaeroob en verdicht wordt en regenwormen zelden overleven in grond onder die diepte (Boyer and Wratten, 2010; Boyer et al., 2011).

Of biologische indicatoren nuttig zijn voor de beoordeling van afgegraven grond, hangt ook af van wat het beoogde verdere gebruik is. Toch kan het belangrijk zijn om biologische indicatoren te meten om te begrijpen wat de uitgangscondities zijn. Merk op dat zelfs grond die als 'dood' wordt beschouwd weer op het niveau van normaal functionerende grond kan worden gebracht door bijvoorbeeld voeding toe te voegen of door de grond te reinigen (Bouwman et al., 2001). Als een snelle bodemvorming en plantengroei belangrijk zijn, kan het nuttig zijn om aaltjes (Niveau I, indicator nummer 9/10) of regenwormen (Niveau II, indicator nummer 11) te beoordelen om een algemeen beeld te krijgen van wat er op de nieuwe locatie wordt geïntroduceerd.

4 Bodembemonstering

Voor het uitvoeren van een bodemgezondheidsbeoordeling is het noodzakelijk om bodemmonsters te nemen en te analyseren en soms zijn ook bodemmetingen in het veld noodzakelijk. Belangrijke aspecten hiervoor zijn het bepalen van het aantal benodigde bodemmonsters of velmetingen, de monster- en of meetlocaties en het plannen van laboratoriumanalyses. Dit hoofdstuk beschrijft de stappen en richtlijnen voor het plannen van monstername en/of veldmetingen (Figuur 2-7; Figuur 2), hier verder gezamenlijk aangeduid als *bodembemonstering* of *veldbemonstering*. Het is mogelijk dat dit veldplan later moet worden aangepast op basis van de veldomstandigheden (*zie Bijlage B*), maar het hebben van een plan biedt een basis voor het maken van een begroting, het voorbereiden van veldmaterialen en het organiseren van het monsternemingsteam. Een omschrijving van de uitvoeren van bodembemonstering (Figuur 2-8; Figuur 2) staat in Bijlage B.

Als biologische monsters (aaltjes, bacteriële/schimmelbiomassa of wormen) deel uitmaken van het bemonsteringsplan, moet rekening worden gehouden met de tijd van het jaar. Het bodemleven wordt sterk beïnvloed door temperatuur en vochtigheid, dus koude of droge omstandigheden moeten worden vermeden. Over het algemeen zijn de lente (april/mei) en de herfst (sept/okt) de beste tijdstippen om het bodemleven te bemonsteren, maar de geschikte maanden verschillen natuurlijk van jaar tot jaar. Als regelmatige bemonstering gepland is, probeer dan elk jaar in vergelijkbare omstandigheden van temperatuur en vochtigheid te bemonsteren, zodat eventuele veranderingen een weerspiegeling zijn van daadwerkelijke veranderingen op de locatie en niet komen door variaties in temperatuur en/of vochtigheid.

4.1 Wettelijke voorschriften

Gebruikers moeten ervoor zorgen dat aan alle relevante wettelijke voorschriften is voldaan voordat ze met een bodemgezondheidsbeoordeling beginnen. Denk aan het melden van graaf- of boorwerkzaamheden in verband met mogelijke ondergrondse infrastructuur zoals kabels en leidingen. Het is de verantwoordelijkheid van de gebruiker om de lokaal geldende regelgeving te kennen en in acht te nemen.

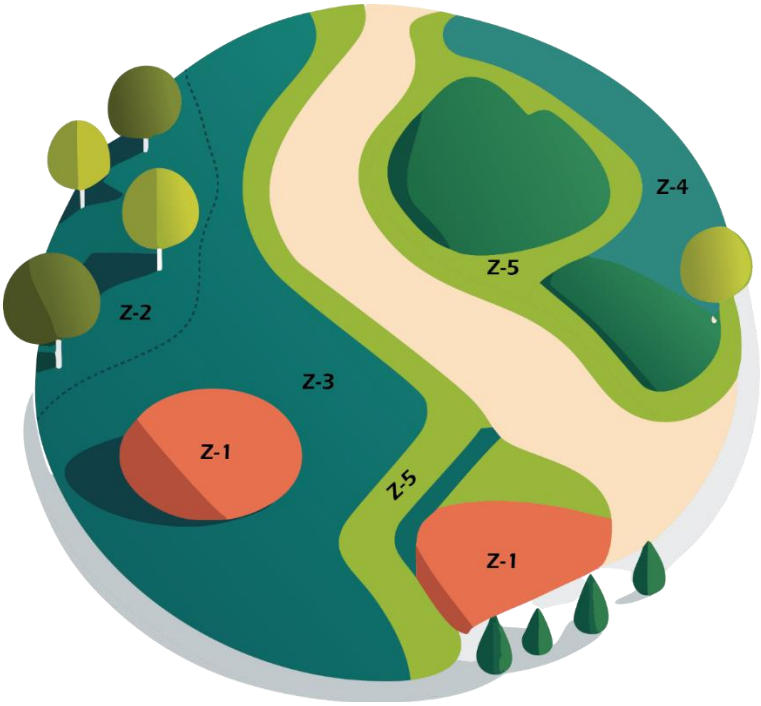
4.2 Voorbereiding veldplan

De voorbereiding van het veldplan omvat de volgende stappen:
Stap 1 - bepalen van homogene zones
Stap 2 - kiezen van de monsterlocaties
Stap 3 - begroting en laboratoriumanalyses
Stap 4 - monstername in het veld en het doen van veldmetingen

Een stappenplan voor Stap 4 (de monstername en de veldmetingen) wordt in Bijlage B gegeven.

4.2.1 Stap 1 – Bepalen van homogene zones

Het doel van deze stap is om te bepalen welke homogene zones er zijn binnen een locatie. Homogene zones zijn zones binnen de locatie die vergelijkbaar zijn wat betreft het bodemgebruik, mechanische belasting, topografie, begroeiing, helling of grondwatersituatie (zie een schematisch voorbeeld in Figuur 3). In een stadspark kan het bijvoorbeeld gaan om meerdere homogene zones, zoals recreatievelden, plantenvakken, bosrijke gebieden, beschermde gebieden bij water etc. Een locatie kan dus meerdere homogene zones omvatten. Homogene zones hoeven niet altijd aansluitend te zijn, maar kunnen bestaan uit meerdere sub-zones die vergelijkbaar zijn, zoals het geval is bij zones Z1 en Z5 in Figuur 3.



Figuur 3 *Een voorbeeld van het bepalen van homogene zones voor bodembemonstering (Z-1 tot Z-5) tijdens een locatiebeoordeling.*

Bij het bepalen van homogene zones op een locatie die intensief gebruikt is, met veel bodemverstoring, is het ook aan te raden om na te gaan of er referentiesituaties (nabijgelegen, minder verstoorde bodems die een realistisch, gebiedsspecifiek doel kunnen aangeven voor de bodems in het meer verstoorde gebied; *zie ook 5.2 Onzekerheden*) in de buurt zijn. Zo ja, dan kunnen deze in het veldplan worden opgenomen als een andere homogene zone.

4.2.2 Stap 2 – Monsterlocaties kiezen

In elke homogene zone wordt een aantal locaties gekozen voor het nemen van bodemmonsters. Om een betrouwbare uitspraak te doen over de bodemgezondheid in een gebied is één meting niet genoeg; er bestaat een kans dat op deze locatie een extreme waarde voor een indicator wordt gevonden. Het aantal waarnemingen dat nodig is, hangt af van de volgende factoren:

- De oppervlakte van het te meten gebied (hoe groter het gebied, hoe meer metingen nodig zijn);
- De nauwkeurigheid waarmee de bodemgezondheid bepaald moet worden (hoe hoger de gewenste nauwkeurigheid, hoe meer metingen nodig zijn);
- De variatie van de te meten indicator in het gebied (hoe meer een indicator verschilt binnen het gebied, hoe meer metingen nodig zijn).

Er zijn manieren om de benodigde hoeveelheid metingen te berekenen (Ott and Longnecker, 2016; Brus, 2022), maar deze vereisen vooraf informatie over de bodemindicatoren. Mogelijk zijn er beschikbare boorstaten uit rapporten, maar vaak is dit niet het geval en weten we alleen de oppervlakte van het gebied. In deze gevallen hangt het aantal monsters af van de grootte van elke homogene zone en het patroon van elke zone. In een groot park met veel kleine recreatievelden is het belangrijk om te overwegen of een minimumaantal monsters van elk veld genomen moet worden.

Een algemene aanbeveling voor het aantal monsters in een homogene zone is gegeven in Tabel 3 op basis van of de grond oorspronkelijk of aangebracht is. (Merk op dat dit het aantal monsterlocaties is. Of er alleen oppervlaktemonsters of ook diepere monsters moeten worden genomen, wordt in het veld besloten. Zie Bijlage B voor meer informatie.) Voor aangebrachte bodems worden meer monsters aanbevolen, omdat *geïntroduceerd* betekent dat de bodem verstoord is en waarschijnlijk heterogener is dan een oorspronkelijke bodem.

Tabel 3 *Het aanbevolen aantal monsters binnen een homogene zone (HZ); als de herkomst van de grond onbekend is, wordt aanbevolen een groter aantal monsters te nemen.*

	Oorspronkelijke bodem	Geïntroduceerde bodem
HZ < 1 ha	3 monsters	5 monsters
HZ > 1 ha	3 monsters + 1 per extra hectare	5 monsters + 1 per extra 0.5 hectare

Hierbij geldt dat 3-5 monsters per homogene zone het absolute minimum is om een gemiddeld beeld te geven van de bodemgezondheid. Een groter aantal monsters geeft echter een veel betrouwbaarder beeld van de bodemgezondheid in een homogene zone en het is daarom aan te raden om 10 monsters te nemen wanneer dit mogelijk is (*zie ook Bijlage D – 2. Variabiliteit en monsternummer*).

Bij het kiezen van de locaties voor de bodemmonsters dient rekening gehouden te worden met het volgende:
- Neem geen monsters dicht bij de grenzen van de zone (minimaal op 1 meter afstand van een grens).
- Verspreid de monsters, zowel in de ruimte binnen een homogene zone als tussen de sub-zones.
- Probeer bij het verspreiden van de monsters variatie op te nemen binnen de homogene zone (d.w.z. indien aanwezig, met en zonder gras) en zorg voor een zo groot mogelijke afstand tussen de monsters.

4.2.3 Stap 3 – Laboratoriumanalyses en begroting

De uiteindelijke indicatorenlijst die voortkomt uit de contextvragen (*hoofdstuk 3 - 3.1*) geeft aan welke laboratoriumtests zijn vereist. In de indicatorentabellen (Tabel 1 en Tabel 2) worden twee soorten methoden gegeven: klassieke en alternatieve methoden. De klassieke methoden zijn geaccrediteerde, robuuste, veelgebruikte methoden om de betreffende indicator te meten. De alternatieve methoden zijn vaak indirecte metingen van de indicator, waarbij gebruik wordt gemaakt van proxy's of empirische relaties. Ze zijn opgenomen, omdat ze vaak goedkoper of eenvoudiger zijn dan de klassieke methoden, maar het is belangrijk om te beseffen dat ze mogelijk minder nauwkeurig zijn. Enkele alternatieve methoden zijn geaccrediteerd, maar het is belangrijk om te onthouden dat veel alternatieve methoden zijn gekalibreerd en gevalideerd in landbouwbodems, en dus potentieel in stadsbodems onnauwkeurigere resultaten geven. Daarom raden we altijd aan om, wanneer mogelijk, de klassieke laboratoriumtesten uit te voeren, vooral als slechts een klein aantal monsters zal worden geanalyseerd.[6] Hetzelfde geldt ook voor apparatuur die wordt gebruikt bij het in het veld uitvoeren van de metingen; over het algemeen is de wat duurdere apparatuur nauwkeuriger, betrouwbaarder en/of robuuster.

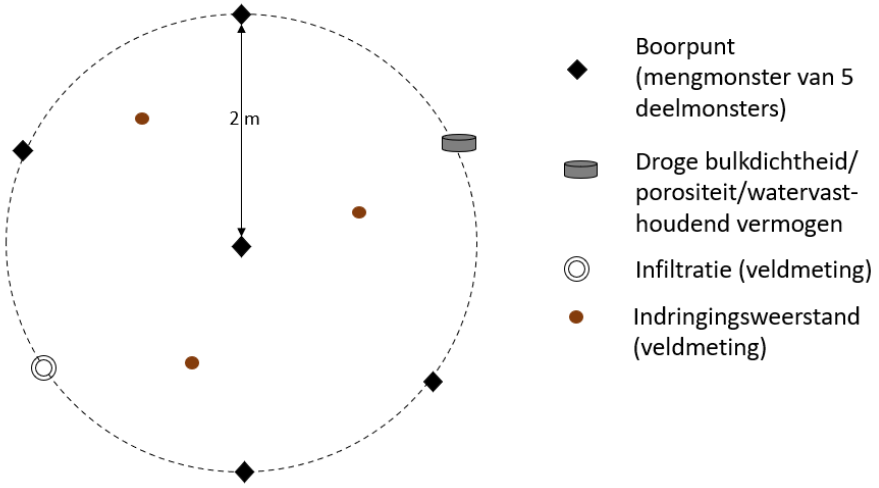
Zodra het aantal monsterlocaties (Stap 2) bekend is, is het belangrijk om contact op te nemen met het laboratorium waar de uiteindelijke monsters naartoe gestuurd zullen worden. Het laboratorium kan informatie geven over de kosten en het benodigde volume/aantal monsters, evenals instructies voor het correct verzamelen van bodemmateriaal. Als regenwormen een van de biologische indicatoren zullen zijn, is het belangrijk om te verduidelijken of dit in het veld of in het lab zal gebeuren (zie hoofdstuk 6 - *6.4.3.3 - Meting of bepaling*).

4.2.4 Stap 4 – Monsters nemen

Het nemen van bodemmonsters is gebaseerd op de methodologie voor LUCAS-bemonstering, de bemonstering voor bodemindicatoren op Europees niveau (Toth et al., 2013). Op elke monsterlocatie (of elk boorpunt) worden vijf deelmonsters samen gevoegd tot één mengmonster. De mengmonsters worden gebruikt voor de chemische en biologische indicatoren. Als fysische indicatoren worden inbegrepen, kunnen er monsters zijn die apart blijven (d.w.z. bulkdichtheid, porositeit en watervasthoudend vermogen) en analyses die in het veld worden uitgevoerd. Figuur 5 laat middels een schematische weergave zien hoe de

[6] Het voordeel van de alternatieve methoden is dat ze de mogelijkheid bieden om een groter aantal monsters te analyseren dan mogelijk zou zijn als alleen de duurdere klassieke methoden zouden worden gebruikt. Dit opent de mogelijkheid om inzicht te krijgen in de ruimtelijke variatie binnen een homogene zone. Als ruimtelijke variatie van belang is, is het aan te raden om alle metingen met de alternatieve methode uit te voeren en een subset met de klassieke methode. Monsters die met beide methoden zijn gemeten, kunnen worden gebruikt om er zeker van te zijn dat de goedkopere methode de juiste resultaten oplevert. Als er discrepantie bestaat tussen de resultaten, moeten de klassieke tests worden vertrouwd.

bodemmonsters genomen dienen te worden op een monsterlocatie. Meer informatie over veldbemonstering is te vinden in *Bijlage B* (de veldgids van de professionele BGI).



Figuur 4 *Schematisch overzicht van de monstername per monsterlocatie voor toepassing van de BGI, gebaseerd op LUCAS (Land Use and Coverage Area frame Survey) (Toth et al., 2013). Voor meer informatie wordt verwezen naar de veldgids van de BGI (Bijlage B).*

5 Bepalen van de bodemgezondheidsscore

Een beoordeling van de bodemgezondheid geeft weer in hoeverre een bepaalde bodem voldoet aan de bodemgezondheidseisen voor een bepaald bodemgebruik (Figuur 2-11; Figuur 2). Door scores te gebruiken als onderdeel van een beoordeling, worden de resultaten van lab-/veldmetingen, die moeilijk te interpreteren kunnen zijn voor niet-specialisten, toegankelijk voor een bredere doelgroep. De beoordelingsscores uit het BGI-systeem bouwen voort op eerder werk uit Nederland in landbouwbodems (Hanegraaf et al., 2019) en stedelijke bodems (Van den Elsen et al., 2021). Een voorbeeld van een volledig uitgewerkt raamwerk voor de beoordeling van de bodemgezondheid is het CASH-systeem (Comprehensive Assessment of Soil Health) (Idowu et al., 2009; Moebius-Clune, 2016; Fine et al., 2017), dat model stond voor het scoresysteem zoals dat verder is uitgewerkt in de BGI.

5.1 Streef- en drempelwaarden en referenties

De BGI hanteert drie soorten toetswaarden waarmee resultaten van bodemindicatoren worden beoordeeld en vergeleken: **streefwaarden**, **drempelwaarden** en **referentiewaarden of -bereiken**.

Deze worden hieronder toegelicht:

- Een **streefwaarde** of doelwaarde wordt gedefinieerd als een indicatorwaarde die wenselijk is om te bereiken voor het bedoelde bodemgebruik (d.w.z. een bekende maximale of haalbare waarde).
- Een kritische **drempelwaarde** is het minimumcriterium, een indicatorwaarde waarbeneden (of, in geval van ongewenste eigenschappen, waarboven) iets moet worden gedaan met de bodem. Voorbeelden van drempelwaarden met een ondergrens zijn bijvoorbeeld nutriënten, waarvoor de bodemfuncties bij zeer lage meetwaarden kunnen worden aangetast. Drempelwaarden met een bovengrens worden gebruikt bij bijvoorbeeld zware metalen, waarbij de meetwaarden boven een bepaalde grens duiden op een risico dat de aanwezigheid van zware metalen de bodemfuncties aantasten.
- Een **referentiewaarde of -bereik** (ook wel de *verdeelmethode* genoemd; (Matson et al., 2024)) is een gegevensreeks van meetwaarden die in de praktijk zijn gemeten. Een referentiewaarde of -bereik wordt gebruikt wanneer streefwaarden of drempelwaarden van indicatoren niet bekend zijn. Gegevens van een bodemgezondheidsbeoordeling kunnen worden vergeleken met een referentiebereik, om te zien of de nieuw gemeten gegevens binnen dat bereik vallen en als 'normaal' kunnen worden beschouwd. Besef wel dat het referentiebereik gewoon eerder gemeten gegevens zijn en niet per definitie de 'optimale waarde' van de betreffende indicator weergeeft. Bij het gebruik van dergelijke bereiken om streef- en drempelwaarden toe te wijzen, is het gebruikelijk om de extreemste waarden aan de boven- en onderkant van de verdeling te verwijderen, omdat dit waarschijnlijk atypische situaties zijn (Feeney et al., 2023). Deze techniek (referentiebereiken en percentielen) is in het verleden in Nederland gebruikt om biologische indicatoren te kwantificeren (Rutgers et al., 2008).

Op dit moment zijn de meeste streef-, drempel- en referentiewaarden in de BGI gebaseerd op gegevens afkomstig uit de landbouw en natuurgebieden. Deze waarden moeten worden beschouwd als een startpunt en bodems met slechte scores moeten worden beschouwd als bodems die verder onderzoek en mogelijk interventie vereisen. In de toekomst zullen realistische stedelijke waarden moeten worden vastgesteld op basis van kennis en metingen uit stedelijke gebieden. De voor de BGI gebruikte streef-, drempel- en referentiewaarden zijn in de Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)* te vinden.

5.2 Onzekerheden

Er zijn twee belangrijke bronnen van onzekerheid in de streefwaarden, drempelwaarden en referentiebereiken in de BGI: gegevensbron en gebrek aan data en kennis.

Gegevensbron: de meeste streefwaarden, drempelwaarden en referentiebereiken in de index zijn gebaseerd op kennis en gegevens van landbouwgronden, die mogelijk niet geschikt zijn voor de stedelijke context.

Gebrek aan data: zelfs voor landbouwbodems zijn niet voor alle bodemindicatoren, aan de context aangepaste streef- en drempelwaarden beschikbaar.

Hoewel we die onzekerheid erkennen, hebben we een scoresysteem ontwikkeld voor de BGI, gebaseerd op de op dit moment beschikbare gegevens (zie Interactief-BGI *(Excel-werkblad)* en Bijlage A voor de gebruikshandleiding). Enkele van de in de BGI gebruikte indicatorstreefwaarden zijn gegeven door de gemeente Amsterdam. Het betreft hier bijvoorbeeld de bodemsamenstelling voor evenemententerreinen (D60/D10; *zie Bijlage E*), waarvoor vanuit de gemeente een streefwaarde is gegeven en waarop de scoreberekening voor textuur (voor evenemententerreinen) is gebaseerd.

Zelfs als er eenmaal een gevalideerde set streef- en drempelwaarden voor stedelijke bodem wordt ontwikkeld, zullen er lokale, context-specifieke factoren zijn die de indicatorwaarden van een specifieke bodem beïnvloeden. Daarom wordt aanbevolen om bij het bemonsteren van een locatie een referentiesituatie te identificeren. Een referentiesituatie is een nabijgelegen, minder verstoorde bodem die een realistisch, gebiedsspecifiek doel kan aangeven voor de bodems in het meer verstoorde gebied (de referentiesituatie kan binnen hetzelfde bodemgebruik liggen of het kan een nabijgelegen, minder verstoord bodemgebruik zijn).

In een stadspark of tuin zullen er bijvoorbeeld delen van het park/de tuin zijn waar minder of juist meer gelopen/beheerd wordt. Deze kunnen worden aangewezen als twee aparte bemonsteringszones, zodat het gebied met minder betreding/beheer een idee kan geven van wat er mogelijk is voor de bodemgezondheid op die locatie. Hoewel bodems met meer betreding/beheer misschien niet volledig het niveau van indicatoren kunnen bereiken dat werd waargenomen in de minder verstoorde bodem, kan de referentiesituatie een standaard bieden voor het stellen van streefwaarden (bijvoorbeeld een streefwaarde van 80% van de waarden van de indicatoren in de minder verstoorde bodem).

Gegevens van referentiesituaties kunnen dan vergeleken worden met de streef-, drempelwaarden en referenties die in het BGI-systeem gegeven worden. Als de gemeten waarden voor de referentiesituatie niet voldoen aan de aanbevolen streef- of drempelwaarden, is er reden om verder onderzoek te doen naar de mogelijke oorzaken hiervoor.

5.3 Het scoreconcept

Een bodemgezondheidsscore geeft weer hoe goed een bodem voldoet aan de prioriteiten die we eraan stellen in het licht van het beoogde gebruik. Eisen die gesteld worden aan de bodem in een evenemententerrein zijn anders dan die gesteld worden aan de bodem in een moestuin. Dus zelfs als twee locaties dezelfde gemeten gegevenswaarden hebben, kan de uiteindelijke score voor beide locaties toch verschillen. Waar een evenemententerrein bijvoorbeeld een relatief grote draagkracht moet hebben en hemelwater snel moet kunnen afvoeren als er een zware regenbui passeert, moet een moestuin vooral de gewassen die erop geteeld worden goed kunnen laten groeien, en dus moet hier de bodem vruchtbaar zijn. De eisen en de scores voor beide terreinen zijn daarom logischerwijs ook anders en ook de interpretatie van de scores zal anders zijn. Lage scores voor indicatoren van bodemvruchtbaarheid kunnen meer prioriteit hebben voor het beheer van moestuinen dan voor stadsparken.

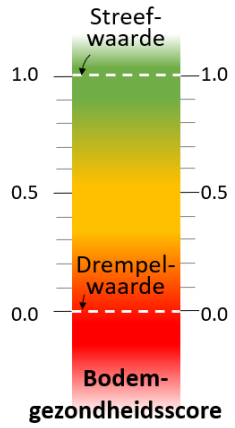
De mate waarin een gemeten indicator voldoet aan de eis die eraan wordt gesteld voor het gewenste bodemgebruik, hangt af van hoe dicht de meetwaarde van die indicator in de buurt komt van de

streefwaarden, drempelwaarden of referentiewaarden die horen bij die indicator. Er zijn vijf vormen van scorefuncties:

- (I) meer is beter: onder de drempelwaarde is de score nul, de score stijgt als de indicatorwaarden (meetwaarden) stijgen en blijft op 1 voor gegevens die de streefwaarde overschrijden.
- (II) minder is beter: boven de drempelwaarde is de score nul, de score stijgt als de indicatorwaarden (meetwaarden) dalen en blijft op 1 voor meetwaarden die lager zijn dan de streefwaarde.
- (III) optimum: de score is 1 binnen een bepaald optimaal bereik, en de scores dalen als de meetwaarden zich buiten (hoger of lager) dit optimale bereik bevinden.
- (IV) drempelwaarde meer is beter: de indicator heeft geen gespecificeerde streefwaarde, maar er is een kritische drempelwaarde gedefinieerd en als de meetwaarden afnemen en die drempelwaarde naderen, verandert de score snel van 1 naar 0.
- (V) drempelwaarde minder is beter: er is een kritische bovendrempelwaarde gedefinieerd en als de meetwaarden stijgen en die drempelwaarde naderen, verandert de score snel van 1 tot 0.

Aanvullende informatie over het scoremechanisme wordt gegeven in het Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)*.

Omdat individuele indicatormetingen lastig te beoordelen kunnen zijn en omdat deze ook contextafhankelijk zijn (afhankelijk van bodemgebruik), kan het handig zijn om de individuele bepalingen om te zetten naar een score tussen 0 en 1. In het BGI-scoresysteem geeft '0' aan dat bodems mogelijk een risico lopen en wellicht interventie nodig hebben (voor die specifieke indicator en functie), en 1 geeft aan dat het niveau van die indicator (waarschijnlijk) goed is (Figuur 5). In Figuur 5 zijn de kleuren indicatief voor de score van de betreffende indicator en volgen het verkeerslichtmodel: groen = goed, geel = twijfelachtig en rood = risico. Merk op dat de kleuren in de figuur geen harde groen/geel/rood overgang hebben, maar een verloop laten zien, analoog aan de situatie in de praktijk.



Figuur 5 *Scores voor bodemgezondheid in relatie tot streef- en drempelwaarden voor een individuele bodemindicator (aangepast o.b.v. Matson et al. (2024)).*

Omdat een beoordeling in de vorm van een score tussen 0 en 1 geen eenheid heeft, kunnen individuele scores in een indicatorgroep (organische stof, fysische, chemische en biologische metingen) dan ook worden geaggregeerd. Deze aggregatie kan worden gedaan in de vorm van middeling van de scores van alle indicatoren in die groep. Er ontstaan dan groepsgemiddelden, waarbij snel kan worden gezien welke groep goed scoort en welke groep minder goed. Hierdoor kan men snel zien of een probleem fysisch, chemisch of biologisch van aard is (of meerdere tegelijkertijd).

5.4 Indicatoren, indicatorgroepen en de bodem als geheel

In het Interactief-BGI (*Excel-werkblad*; *gebruikshandleiding in Bijlage A*) worden de scores *per afzonderlijke indicator* berekend aan de hand van de in het veld gevonden meetwaarden en de bijhorige streef-, drempel- of referentiewaarden. Deze score kan 0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 of 1.0 bedragen. *Per indicatorgroep* (organische stof, fysische, chemische en biologische indicatoren) wordt uit deze losse indicatorscores een gemiddelde waarde berekend; dit kan elke willekeurige waarde tussen 0.0 en 1.0 zijn, afhankelijk van de scores van de afzonderlijke indicatoren. Als laatste wordt voor *de gehele bodem* (alle vier indicatorgroepen) van de gemeten locatie of homogene zone een gemiddelde berekend. Dit is de bodemgezondheidsscore.

Het risico van deze werkwijze van scores middelen per groep is wel dat hogere en lagere scores elkaar uitmiddelen, met als gevolg dat een bodem per groep goed kan lijken te scoren, terwijl de individuele indicatoren van die betreffende groep ver uit elkaar liggen. Voor een interpretatie van de bodemgezondheid raden we aan om altijd ten minste één keer naar de individuele indicatoren te kijken.

Let op: **de betekenis van de waarde van de *totale bodemgezondheidsscore* is zeer beperkt**; het is het rekenkundig gemiddelde van de afzonderlijke indicatorgroepen. Bij het berekenen van het rekenkundig gemiddelde kan een hoge score in één indicatorgroep (bijv. fysica) een lage score in een andere indicatorgroep (bijv. biologie) compenseren, en zo toch een redelijke eindscore opleveren. Een algemene bodemgezondheidsscore wordt vaak gewenst door gebruikers, en daarom is deze opgenomen in het BGI-systeem, maar als één enkel getal zegt het in de meeste gevallen weinig. We adviseren om naar de afzonderlijke scores van de indicatorgroepen en naar de losse indicatoren te kijken in plaats van naar de gemiddelde bodemgezondheidsscore.

6 Achtergrondinformatie over indicatoren

In dit hoofdstuk schetsen we de wetenschappelijke basis van de geselecteerde indicatoren voor bodemgezondheid, volgens de structuur van de vier hoofdgroepen (organische stof, fysische, chemische en biologische indicatoren). Voor iedere groep geven we de motivatie en betekenis van de indicatoren voor de bodemgezondheid, hun relatie met andere indicatoren (verwante indicatoren), methoden voor bepaling, streef- en drempelwaarden en opties voor beheer (Figuur 2-16; Figuur 2).

De bodemgezondheidsindex geeft gekwantificeerde streefwaarden, drempelwaarden of referentiebereiken voor elke indicator. Deze worden gegeven voor zand- en kleigronden. We merken op dat veenbodems ook relevant zijn voor Amsterdam, maar op dit moment zijn die waarden nog niet beschikbaar. Zodra er voldoende informatie is verzameld, moeten streef- en drempelwaarden voor veenbodems aan de index worden toegevoegd.

6.1 Indicatoren van organische stof

6.1.1 Organische stof

6.1.1.1 Toelichting en relevantie

Organische stof (OS) in de bodem bestaat uit materiaal van planten, dieren en micro-organismen, dat zich in verschillende stadia van afbraak bevindt (FAO, 2024). De betekenis van OS voor de bodemgezondheid is groot. Zo draagt het onder meer bij aan het verbeteren van de waterregulatie en -beschikbaarheid, het leveren van voedsel en energie voor bodembiota, het verlagen van de bulkdichtheid en het opslaan/afgeven van voedingsstoffen voor plantengroei. Waar verontreinigende stoffen aanwezig zijn, verbetert OS ook het vermogen van bodems om deze vast te houden; deze kunnen dan in de bodem worden gestabiliseerd of door biologische en chemische processen worden afgebroken. Voor meer informatie over organische stof, zie de publicatie *Tien vragen en antwoorden over organisch stof* (Zwart et al., 2013).

6.1.1.2 Verwante indicatoren

Een indicator die nauw verwant is aan OS is organische koolstof in de bodem (*soil organic carbon*; SOC). In contexten waar koolstofvastlegging centraal staat (bijv. voor mitigatie van klimaatverandering), is SOC relevant om te monitoren in plaats van OS. Echter, in een stedelijke context, waar de gezondheid van de bodem van relatief kleine percelen centraal staat in plaats van klimaatmitigatie (relevanter op grotere, bijvoorbeeld landbouwkundige schaal), is OS de meer relevante indicator, omdat het verband houdt met een aantal bodemgezondheidsgerelateerde functies (zie vorige paragraaf). Als de hoeveelheid SOC van algemeen belang is, kan deze worden geschat als 50% van OS (Pribyl, 2010).

6.1.1.3 Meting of bepaling

Laboratoriummetingen van OS worden meestal bepaald door gloeiverlies (*loss on ignition*). Bij deze methode worden bodemmonsters eerst gedroogd (om water te verwijderen) en vervolgens blootgesteld aan temperaturen van 550°C, waardoor organische materialen verbrand worden en de minerale component van de bodem achterblijft (Zhang and Wang, 2014). Het gewicht van het monster voor en na gloeien geeft aan hoeveel organische stof er oorspronkelijk in het bodemmonster zat. In het BGI-systeem is het gebruik van spectroscopie (NIRS) als alternatieve methode voor het meten van OS opgenomen. Bij bodemspectroscopie wordt een bodemmonster blootgesteld aan licht en wordt de reflectie/absorptie van dat licht gemeten (*zie Bijlage D*).

In het veld kan een visuele beoordeling van de bodem een basisinzicht geven in hoeveel OS aanwezig is. Van donkergekleurde bodems kan vaak worden aangenomen dat ze meer organische stof bevatten dan

lichtgekleurde bodems. Een beschrijving van het gebruik van visuele beoordelingen om inzicht te krijgen in OS is opgenomen in de basisindex (*zie Bijlage C; Veldgids – Basis index*).

6.1.1.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Momenteel is er geen formele definitie voor de drempelwaarde (d.w.z. het minimumgehalte) van SOC of OS in bodems. Een vaak gesuggereerd bereik voor kritische bodemkoolstofgehaltes (met het oog op de landbouwkwaliteit van de bodem) ligt tussen 1 en 2% SOC of ruwweg 2 tot 4% OS (Musinguzi et al., 2016; Grilli et al., 2021; European Environment Agency, 2023). Daarom, hoewel we erkennen dat generieke kritische OS-niveaus zelden voor alle bodems en/of bodemfuncties gelden, is de huidige BGI-drempelwaarde (1.8%) gebaseerd op tabel 2.5 in European Environment Agency (2023), een recent rapport over bodemindicatoren en drempels in Europa. Dit geldt voor alle bodemgebruiken, behalve bodems onder verharding.

Behalve in specifieke contexten (zie hieronder) kan meer OS in de bodem meestal worden beschouwd als goed voor de bodemgezondheid, dus wordt OS in de BGI gescoord volgens de *meer is bete*r-scorefunctie (*zie 5.3 – Het scoreconcept*). Net als bij drempelwaarden is het echter moeilijk om generieke streefwaarden te bepalen, omdat het vermogen van een bodem om OS te accumuleren namelijk afhankelijk is van onder andere textuur, klimaat en bodemgebruik. Daarom, hoewel we opmerken dat er een groot potentieel is voor stedelijke bodems om meer OS te accumuleren (zoals aangetoond door de referentiebereiken in BLN 1.1 van De Haan et al. (2021) voor landbouwgronden in Nederland), bevat de BGI momenteel streefwaarden die zijn gebaseerd op tabel 2.5 in het rapport van de European European Environment Agency (2023). Voor alle bodemgebruiken, behalve bodems onder verharding en evenemententerreinen, wordt het OS-gehalte gescoord aan de hand van een streefwaarde van 3.5% voor zand en 3.8% voor klei.

Bij bodems onder verharding en evenemententerreinen is de stabiliteit van de bodem cruciaal. Deze bodemgebruiken worden daarom gescoord *(zie 5.3 – Het scoreconcept*) volgens 'minder is beter' voor bodems onder verharding, en 'optimaal' voor evenemententerreinen, waarbij de tweede scoringsfunctie weergeeft dat evenemententerreinen een balans moeten vinden tussen stabiliteit en plantengroei. Volgens de eisen voor verschillende soorten bouwzand geldt een maximaal OS-gehalte van 3% (bron: Richtlijn Herstel en Beheer (Water)Bodemkwaliteit). Daarom is de BGI-bovengrens voor OS in bodems onder verharding 3%, terwijl de optimale hoeveelheid OS in evenemententerreinen dicht bij 3% ligt (3.5% voor zand en 3.8% voor klei, als bovenstaand), met een bovengrens van 6% gebaseerd op expertkennis uit Amsterdam (Vlaar et al., 2023).

6.1.1.5 Beheeropties

De gebruikelijkste manier om OS te verhogen, zowel in landbouwgrond als in stedelijke bodems, is het toevoegen van materialen die rijk zijn aan stabiele organische stof, zoals compost. Het niet verwijderen van bladeren en andere plantenresten (met name wortels en stengels in tuinen) en het telen van planten het hele jaar door (d.w.z. het planten van covergewassen na het oogsten van groenten uit een moestuin), zijn ook methoden om organisch materiaal aan de bodem toe te voegen. Als OS te hoog is, is een eenvoudige beheeroptie om vaak te maaien en het gemaaide gras van de locatie te verwijderen.

Toegevoegde OS vervult twee algemene functies in bodems. De makkelijk afbreekbare OS wordt afgebroken door bodembiota en verdwijnt uit de bodem – dit is de OS dat voedsel/energie levert aan bodembiota en voedingsstoffen vrijmaakt voor planten. De stabiele OS blijft in de bodem, bouwt zich in de loop van de tijd op en levert de hierboven genoemde fysische en chemische eigenschappen (bodemstructuur, lagere bulkdichtheid, vasthouden van voedingsstoffen/verontreinigingen etc.).

Maar hoewel het toevoegen van OS aan de bodem veel voordelen kan bieden, is het belangrijk om rekening te houden met de mogelijke negatieve effecten. Toevoegen van OS kan de draagkracht van de bodem negatief beïnvloeden, wat belangrijk is voor bodemgebruiken (bijv. bodems onder verharding of evenemententerreinen) waarvoor draagkracht een essentiële bodemfunctie is. Daarnaast is het belangrijk om te overwegen welke stoffen de toegevoegde OS bevat. Het is duidelijk dat het ongewenst is om per ongeluk contaminanten toe te voegen, maar ook de toevoeging van voedingsstoffen moet worden gecontroleerd, omdat stedelijke bodems gevoelig zijn voor overmatige accumulatie van voedingsstoffen, vooral fosfor (Sloan et al., 2012), koper en zink. Hoewel het onwaarschijnlijk is dat een teveel aan voedingsstoffen uit organisch materiaal de plantengroei

negatief beïnvloedt, kunnen ze door uitspoeling/vervluchtiging uit de bodem verloren gaan, met negatieve effecten elders. Bodems met een teveel aan minerale voedingsstoffen kunnen ook een lagere bodembiodiversiteit hebben (Vazquez et al., 2021).

De beste manier om te weten wat er in compost zit, is het te laten meten in een laboratorium. Er kan echter een ruwe schatting worden gemaakt van de hoeveelheid N en P die waarschijnlijk in compost zit, op basis van de gebruikelijke hoeveelheden die door volkstuinders worden toegepast (Tijskens, 2014):

- Gebruikelijk is ongeveer **1 m^3 compost per 100 m^2** (of 100 m^3/ha). Uitgaande van een dichtheid tussen 500 en 600 kg/m^3 komt dit neer op 50 tot 60 ton/ha.
- Op basis van een (gemiddelde) N-concentratie van 7,9 kg N per ton (verse stof, gegevens gemiddelde 2012 - 2018 voor NL), bevat de gift 395 en 474 kg N per ha. Maar de beschikbaarheid van N wordt verondersteld 10% te zijn, dus de jaarlijks voor planten beschikbare N is:
  - **1 m^3 compost** per 100 m^2 = (ongeveer) **40 tot 50 kg N per ha**
- De P-concentratie in compost is 2,2 tot 2,6 kg P_2O_5 per ton. Per ha komt dit overeen met 110 tot 156 kg P_2O_5 per ha. Op basis van een beschikbaarheid van 50% betekent dit dat de jaarlijkse voor planten beschikbare P is:
  - **1 m^3 compost** per 100 m^2 = (ongeveer) **22 tot 26 kg P per ha**

6.2 Fysische indicatoren

6.2.1 Textuur

6.2.1.1 Toelichting en relevantie

Bodemtextuur beschrijft de dominante deeltjesgrootte(n) in de bodem, namelijk de relatieve hoeveelheden zand, silt en klei (FAO, 2024). Textuur is een belangrijke kwaliteit van de bodem, die de meeste fysische, chemische en biologische eigenschappen sterk beïnvloedt. Belangrijke bodemgezondheidsfactoren die beïnvloed worden door textuur zijn waterregulatie en beschikbaarheid (fijnkorrelige grond houdt vocht langer vast, maar heeft ook een tragere infiltratie en drainage), opslag/afgifte van voedingsstoffen (enkel gebaseerd op textuur, d.w.z. zonder rekening te houden met organisch materiaal, zal fijnvezelige grond meer voedingsstoffen vasthouden dan grofvezelige grond) en gasdiffusie (fijnvezelige grond heeft een tragere gasdiffusie, vooral wanneer het nat is, wat de beschikbaarheid van zuurstof voor biologische activiteit beïnvloedt).

6.2.1.2 Meting of bepaling

De voorkeur gaat uit naar textuur/korrelgroottebepaling via laserdiffractie. Hierbij wordt de korrelgrootteverdeling van een monster bepaald op basis van het diffractiepatroon van een laserstraal. Hierbij wordt de laserstraal onder verschillende hoeken gebroken, afhankelijk van de korrelgrootte van de deeltjes in het monster (Konert and Vandenberghe, 1997). Het diffractiepatroon wordt gedetecteerd en omgezet naar een diagram van de korrelgrootteverdeling. De textuur kan in het diagram (zie ook https://zoek.officielebekendmakingen.nl/blg-1177132.pdf; pg. 17) afgeleid worden uit de relatieve hoeveelheid zand, silt en klei.

Een andere, veelgebruikte methode voor textuuranalyse is de pipetmethode (Miller and Miller, 1987). Dit is een techniek die wordt gebruikt om de fractie van zand en de fijnere deeltjes, zoals klei en slib, te meten. Bij deze methode wordt een bodemmonster eerst verdund en daarna een hoeveelheid van de suspensie op een specifieke tijd gemeten door middel van een pipet. De bezinking van de deeltjes wordt verklaard door de wet van Stokes, die stelt dat de snelheid waarmee een deeltje in een vloeistof zakt, afhankelijk is van de deeltjesgrootte en de viscositeit van de vloeistof.

De relatieve deeltjesverdeling wordt uitgezet in een zogenaamde *textuurdriehoek* (https://zoek.officielebekendmakingen.nl/blg-1177132.pdf; pg. 17), afhankelijk van de verdeling van deeltjes wordt de bodem in een aantal bodemsoorten ingedeeld (klei, lichte klei, zavel etc.). De deeltjesverdeling is als volgt (Assinck et al., 2024): deeltjes met een diameter kleiner dan 2 µm wordt klei genoemd, deeltjes tussen de 2 µm en 50 µm wordt silt (of leem) genoemd en deeltjes tussen de 50 µm en 2 mm wordt zand genoemd. Alles boven de 2mm is grind.

Een goedkopere, maar soms minder nauwkeurige methode, is de *Near Infrared Reflectometry Spectroscopy*-techniek (NIRS) (Jaconi et al., 2019). Voor een uitleg over NIRS, zie Bijlage D.

6.2.1.3 Streefwaarden en drempelwaarden

De meeste bodemgebruiken in de bodemgezondheidsindex hebben geen streef- en drempelwaarde voor textuur. Textuur wordt over het algemeen beschouwd als een *statische* bodemindicator die niet wordt beïnvloed of kan worden veranderd door beheer, maar nodig is om contextuele basisinformatie over de bodem te verschaffen voor andere indicatoren. De stedelijke omgeving is een uniek geval, aangezien het mogelijk is om de relatieve hoeveelheid zand, silt en klei in een bodem te verplaatsen en te veranderen door afgraving of praktijken zoals zandafdekking (De Boer, 2012). Textuur wordt in de BGI echter nog steeds overwegend behandeld als een statische indicator en er worden geen streef-/drempelwaarden aan toegekend of scores gegeven als onderdeel van de bodemgezondheidsbeoordeling. Een uitzondering hierop vormt het bodemgebruik *Groen Evenemententerrein*, omdat het stabiliteitseisen heeft die sterk afhankelijk zijn van textuur. De Gemeente Amsterdam stelt als eis dat de D60/D10-verhouding (een maat voor de bodemsamenstelling; *zie Bijlage E*) van bodems voor gebruik als evenemententerreinen moet liggen tussen 2.5 en 3.5 (Vlaar et al., 2023); de scoreberekening voor deze terreinen is op deze eis gebaseerd.

6.2.1.4 Beheeropties

Bezanding is een bodemverbeteringsmaatregel waarbij zand wordt toegevoegd aan een bodem om de lucht- en waterdoorlatendheid te verbeteren of om de bodem op te hogen ten opzichte van het grondwaterpeil en de stabiliteit te verbeteren. Het is vooral effectief in kleigronden of andere gronden die slecht doorlatend zijn, of een slecht doorlatende toplaag hebben (Olson et al., 2013). Het zand vergroot de porositeit van de bodem, waardoor water sneller kan infiltreren en lucht beter kan circuleren, wat de wortelgroei bevordert. Voordat wordt overgegaan tot bezanding als beheersmaatregel moet eerst worden gecontroleerd of niet bodemverdichting het probleem is van een slechte infiltratie of slechte beluchting. Bezanding wordt al heel lang toegepast om de eigenschappen van sportvelden te verbeteren (Kleijer, 1975). Cultuurtechnische maatregelen voor bodemverbetering zijn o.a. te vinden in *Soil Improvement and Ground Modification Methods* (Nicholson, 2014).

6.2.2 Indringingsweerstand

6.2.2.1 Toelichting en relevantie

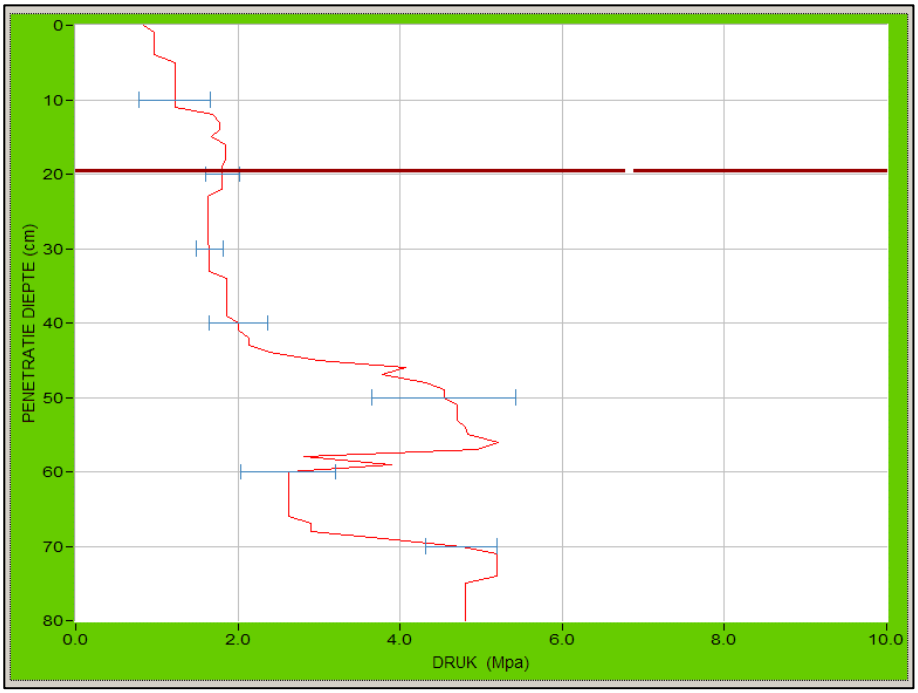
De indringingsweerstand van een bodem (letterlijk de weerstand van de bodem tegen de penetratie van een conusvormige sonde) geeft informatie over en is een maat voor de draagkracht van de bodem en de relatieve dichtheid van bodemlagen. De draagkracht van een bodem is de weerstand die de toplaag kan bieden aan een toegepaste druk, zonder permanente spoorvorming of vervorming te ondergaan (Remmelink et al., 2020). Naast de textuur bepalen verschillende factoren de draagkracht van een bodem, waaronder het vochtgehalte of de vochtspanning in de bovenste centimeters van de bodem, de aanwezigheid van plantenwortels (een grasmat kan de draagkracht vergroten) of het gehalte aan organisch materiaal in de toplaag (kan de draagkracht juist verminderen) en de bulkdichtheid van de toplaag (Wijk, 2008). Afhankelijk van het beoogde bodemgebruik kan een hogere of lagere dichtheid vereist zijn. Als de dichtheid van een bodemlaag echter te hoog is, kan dit de wortelgroei voor planten beperken en de infiltratie en drainage van water en zuurstofhuishouding in de bodem belemmeren (Bakema et al., 2024).

6.2.2.2 Verwante indicatoren

De bulkdichtheid (par. 6.2.6) wordt vaak gebruikt als een indicator voor de gezondheid van de bodem in verband met draagkracht en verdichting. In de BGI wordt de indringingsweerstand gebruikt als de voorkeursindicator, omdat deze met een snelle veldmethode bepaald kan worden (penetrometer), waardoor meer metingen per oppervlakte-eenheid kunnen worden genomen. De indringingsweerstand geeft daarnaast informatie over verdichting van de ondergrond zonder dat er uitgebreid gegraven hoeft te worden (wat wel nodig zou zijn als de bulkdichtheid wordt gemeten). De indringingsweerstand wordt echter beïnvloed door het vochtgehalte van de bodem, en metingen die niet bij hetzelfde vochtgehalte zijn uitgevoerd, zijn moeilijk met elkaar te vergelijken. Als langetermijnmonitoring gewenst is, vooral het monitoren van veranderingen in de loop van de tijd, wordt aanbevolen om metingen van de bulkdichtheid op te nemen.

6.2.2.3 Meting of bepaling

De indringingsweerstand wordt gemeten met een mechanische penetrometer of met een elektronische penetrologger. Een mechanische penetrometer is een apparaat waarop de indringingsweerstand kan worden afgelezen door middel van een manometer met schaalverdeling. De waarden moeten met de hand worden genoteerd. Een penetrologger is een geavanceerd elektronisch meetinstrument dat door middel van een elektronische krachtsensor de indringingsweerstand meet en tijdens de indringing van de sonde in de bodem elke centimeter opslaat, zodat een weerstandsprofiel wordt geregistreerd dat later in de computer kan worden geanalyseerd (Figuur 6). Instrumenten verschillen tussen merken, maar een penetrologger kan gemiddeld tot 80 cm diepte meten (Davidson, 1965; Eijkelkamp, 2022).



Figuur 6 *Voorbeeld van het verloop van de indringingsweerstand in de bodem van locatie moestuin in Amsterdam. De grafiek is het gemiddelde van drie afzonderlijke metingen. Duidelijk is een verdichte laag te zien tussen ca. 45 en 60 cm diepte. (Bron: screenshot van Eijkelkamp PenetroViewer 6.08 software, Royal Eijkelkamp BV).*

6.2.2.4 Streefwaarden en drempelwaarden

De streef- en drempelwaarden voor de indringingsweerstand in de bodem van groene delen van de stad (stadsparken, moestuin, wonen met tuin, buurtgroen) in de BGI zijn gebaseerd op maximale indringingsweerstanden voor wortelgroei bij landbouwkundig gebruik van de grond (> 2 MPa limiteert wortelgroei, > 3MPa maakt wortelgroei voor sommige planten onmogelijk; Van den Elsen et al. (2019)). De waarden in het Interactief-BGI (*Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A*) zijn een streefwaardenbereik, gericht op de bovenste 50 cm van de bodem. De getallen voor groene evenemententerreinen zijn overgenomen uit de Raamwerkdefinitie (Vlaar et al., 2023); dit zijn waarden die een minimale draagkracht waarborgen.

6.2.2.5 Beheeropties

Regenwormen kunnen worden gebruikt om de fysieke eigenschappen van de bodem te verbeteren, inclusief het (gedeeltelijk) opheffen van verdichting, hoewel voor het succesvol inzetten van regenwormen wel aan bepaalde randvoorwaarden moet worden voldaan (onder andere dat de omstandigheden die verdichting veroorzaken, zijn veranderd). Regenwormen kunnen worden gekocht bij tuincentra of online worden besteld, over het algemeen wordt een hoeveelheid wormen aangehouden van 1 kg wormen op 10 tot 50 m^2 grond voor gebruik in tuinen. Ook diepwortelende planten kunnen worden gebruikt om op natuurlijke wijze bodemverdichting op te heffen (Bakema et al., 2021). Houd er echter rekening mee dat de veranderingen in de fysische eigenschappen van de bodem erg langzaam kunnen gaan – het kan tot twee jaar duren voordat

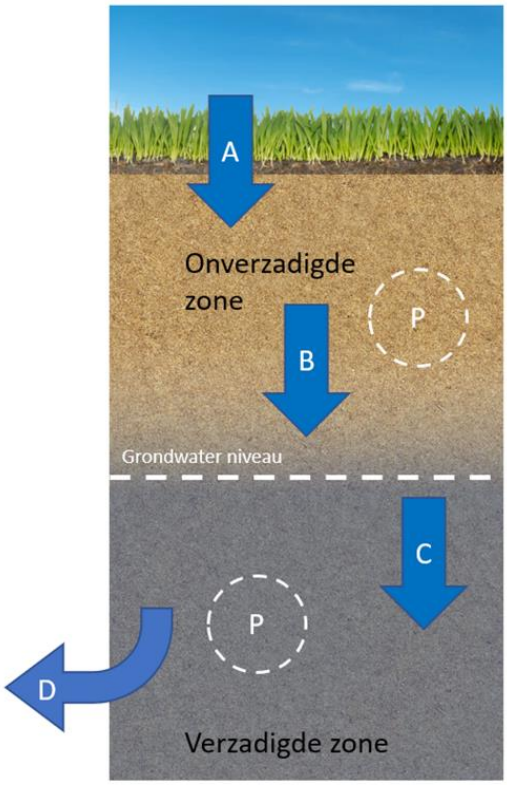
verbeteringseffecten op verdichte bodems zichtbaar worden (Yvan et al., 2012). Hoewel het mogelijk is om verdichting op mechanische wijze op te heffen (d.w.z. ploegen of diepploegen), is dit meestal slechts een tijdelijk oplossing (Whitefield, 2004).

Overige bodemverbeteringsmethoden door toevoeging van bodemvreemde materialen, zoals zeoliet, lava, bentoniet, polymeren, turf en kokosvezel worden breed toegepast en zijn commercieel verkrijgbaar. Vaak gaat het om toevoegingen om het watervasthoudend vermogen, de draagkracht en doorlatendheid of een combinatie van deze drie te verbeteren. Resultaten hiervan zijn o.a. te vinden in de studie van Nachtergaele (2016).

6.2.3 Infiltratiecapaciteit

6.2.3.1 Toelichting en relevantie

De infiltratiecapaciteit van een bodem wordt gedefinieerd als de maximale snelheid waarmee water in een bodem kan infiltreren onder bepaalde omstandigheden (SoilCare, 2021). De infiltratiecapaciteit is bepalend voor de hydrologie van de bodem, samen met de onverzadigde en verzadigde doorlatendheid en drainage, zoals in het model hieronder is te zien (Figuur 7). Dit model is opgesteld om de keuze van indicatoren toe te lichten, en is een vereenvoudiging van de werkelijkheid.



Figuur 7 *Hydrologisch model waarop de keuze van indicatoren voor de BGI is gebaseerd. Symbolen: (A) Infiltratiecapaciteit [mm/d], (B) Onverzadigde doorlatendheid [mm/d], (C) Verzadigde doorlatendheid [mm/d], (D) Drainage (uit het bodemsysteem) [mm/d], (P) porositeit, maximale berging [m^3/m^3]. Het model verantwoordt de keuze van de hydrologische indicatoren in de BGI en beperkt zich tot de verticale neerwaartse waterbeweging en omvat geen verdamping, wateropname door gewassen en kwel.*

De infiltratiecapaciteit **A** wordt beïnvloed door de eigenschappen van de toplaag en de begroeiing daarop. Slechte infiltratie kan worden veroorzaakt door bijvoorbeeld een verslempte of vervilte toplaag of verdichting t.g.v. mechanische overbelasting. In de lagen eronder wordt onderscheid gemaakt tussen een onverzadigde laag en een verzadigde laag, die worden gescheiden door de grondwaterpeil. We gaan ervan uit dat de onverzadigde doorlatendheid **B** kleiner is dan de verzadigde doorlatendheid **C**. Ook gaan we ervan uit dat de infiltratiecapaciteit **A** voor het belangrijkste deel wordt bepaald door eigenschappen van het grensvlak tussen

lucht en bodem, en dat de infiltratiecapaciteit **A** kleiner is dan de onverzadigde doorlatendheid **B**. Dus: **A** < **B** < **C**. In dat geval wordt de infiltratiecapaciteit **A** de bepalende factor voor de hydrologie en de belangrijkste indicator, zeker als we het hebben over wateroverlast. Omdat we ervan uitgaan dat **A** overheerst, hoeven we **B** en **C** niet te bepalen.

D is de vrije drainage van het water uit het systeem door middel van drainagebuizen, greppel of sloot. We gaan er in dit versimpelde hydrologische model van uit dat **D** geen belemmering vormt voor de afvoer van het overtollige water uit het systeem; het afvoersysteem (riolering), verantwoordelijk voor afvoer van overtollig hemelwater, valt buiten de scope van de BGI. Indicator **A**, *Infiltratiecapaciteit*, is in dit model daarom de bepalende factor. Het bergend vermogen van het bodemprofiel is gelijk aan **P**, de porositeit van de bodem (alle poriën gevuld met water; *zie ook par. 6.2.4*). De porositeit van de verzadigde en onverzadigde zone is gelijk, tenzij er verschillende bodemlagen worden aangetroffen in de beschouwde bodemkolom.

6.2.3.2 Verwante indicatoren

Infiltratiecapaciteit is de snelheid waarmee water in een bodem infiltreert. Wat eigenlijk wordt gemeten, is de doorlatendheid van de bodem (voor water), maar dan specifiek voor de oppervlakte-atmosfeer interface, dus waterdoorlatendheid of hydraulische geleidbaarheid is hier een verwante indicator. De bepaling van hydraulische geleidbaarheid gebeurt normaliter in een fysisch laboratorium onder gecontroleerde omstandigheden aan ongestoorde boorkernen, en is qua procedure en monstername een meer gecompliceerde bepaling dan de infiltratiemeting in het veld.

6.2.3.3 Meting of bepaling

De infiltratiecapaciteit kan worden gemeten met diverse soorten apparatuur, onder andere een dubbele ring-infiltrometer (Figuur 8), een eenvoudige minidisk-infiltrometer (Figuur 9) of een geavanceerd meetapparaat waarbij de meting geheel is geautomatiseerd. Belangrijk bij het nauwkeurig meten van infiltratiecapaciteit is dat de randvoorwaarden (verzadiging van de omringende grond, constante aangelegde waterdruk) tijdens de meting constant blijven.

Tijdens de meting wordt via een met water gevulde open ring (dubbele ring-infiltrometer; Figuur 8) of via een maatcilinder met een poreuze plaat in de bodem (mini disc-infiltrometer; Figuur 9) gemeten hoe snel water per tijdseenheid door de bodem wordt opgenomen in verticale richting.

Figuur 8 *Een dubbele ring-infiltrometer (https://en.wikipedia.org/wiki/Infiltrometer#/media/File:Double_ring.JPG).*

Figuur 9 *Een mini disc-infiltrometer (https://metergroup.com/products/mini-disk-infiltrometer/).*

6.2.3.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Drempelwaarden voor infiltratiecapaciteit van 20 mm/uur (die de afvoer van regenwater garandeert bij regenbuien met een intensiteit tot 20 mm/uur) of meer worden overgenomen uit de Raamwerkdefinitie (Vlaar et al., 2023). In Nederland heeft 97% van de regenbuien een intensiteit van minder dan 20 mm/uur, dus de drempelwaarden zijn ruim gekozen. Drempelwaarden voor groen evenemententerrein (twee verschillende categorieën: festivalterrein en intensieve recreatie) zijn hoger (40-60 mm/uur), omdat hier het relatief snel afvoeren van hemelwater een van de belangrijkste eisen is die aan het terrein worden gesteld.

Voor buurtgroen is een waarde in de raamwerkdefinitie niet gegeven. Aangezien het voor buurtgroen minder belangrijk is om draagkracht te bieden (zoals bij evenemententerreinen of stadsparken) en er minder vaak wordt gewerkt of gerecreëerd (zoals in tuinen), werd in het BGI een iets lagere drempel (15 mm/uur) voorgesteld voor dit bodemgebruik. Voor bodem onder verharding wordt geen waarde opgegeven; hier dringt geen of nauwelijks water de bodem in en is afvoer van hemelwater bijna volledig afhankelijk van het plaatselijke rioleringsstelsel.

6.2.3.5 Beheeropties

Het beïnvloeden of beheren van de bodeminfiltratiecapaciteit is lastig, omdat een te lage waarde (slechte infiltratie) veel oorzaken kan hebben:

a. Een verdichte of dichtgeslibde bovenlaag
b. Een verdichte onderlaag
c. Ongunstige textuur; bijv. veel klei, weinig zand – Boekel et al. (1980).

Als de oorzaak van een slechte infiltratiecapaciteit is gevonden, moet m.b.v. deskundigen een passende oplossing worden gevonden. Het aanbrengen van begroeiing (wortels die ondoordringbare bovenlaag penetreren, geval a) kan de infiltratiecapaciteit vergroten. Verdichting in de ondergrond verwijderen, geval b, kan op natuurlijke wijze, maar is een langdurig proces. In geval van een te zware textuur, geval c, kan het mengen van de bovenlaag met grof zand helpen, maar dit is een drastische maatregel.

Als het verbeteren van de infiltratiecapaciteit zelf lastig of onmogelijk is, kan het vergroten van het infiltratieoppervlak een andere mogelijkheid zijn. De aanleg van waterdoorlatende verharding of specifieke infiltratiegebieden zijn populaire maatregelen, echter dit moet lokaal wel een optie zijn. De brochure van *KAN bouwen* uit 2024 geeft een overzicht van de maatregelen (Boogaard et al., 2024).

6.2.4 Porositeit

6.2.4.1 Toelichting en relevantie

Porositeit wordt gedefinieerd als het totale volume van met water en lucht gevulde poriën per volume-eenheid van de bodem (SoilCare, 2021), dus als het niet-vaste gedeelte van de bodem. Als al het porievolume van een bodem gevuld is met water, is de bodem verzadigd. Vooral in de stad is dit een belangrijke indicator, omdat die mede bepaalt of een zware regenbui zorgt voor wateroverlast of dat de hoeveelheid regenwater in de bodem geborgen kan worden. Dit wordt uiteindelijk bepaald door het samenspel van infiltratiecapaciteit, de porositeit en de reeds aanwezige hoeveelheid water in de bodem. Hoe *snel* het (overtollige) water van een regenbui van het bodemoppervlak naar de ondergrond wordt getransporteerd, wordt bepaald door de infiltratiecapaciteit van de bodem. Het bodemtype en de dichtheid (of verdichting) van de bodem hebben een sterke invloed op de porositeit.

6.2.4.2 Verwante indicatoren

Een verwante indicator is de bulkdichtheid. Als de bulkdichtheid in een laag relatief hoog is ten opzichte van de laag erboven (en de bodem dus verdicht is), zal over het algemeen de porositeit relatief laag zijn. Deze indicatoren zijn dus omgekeerd evenredig met elkaar.

6.2.4.3 Meting of bepaling

Porositeit wordt gemeten in het lab aan ongestoorde bodemmonsters met een vast volume (bijv. in ringen met een volume van 100 cm^3). Het monster wordt ter verzadiging gezet en na verzadiging wordt de massa van het verzadigde monster gewogen en genoteerd. Er wordt van uitgegaan dat het gehele monster is verzadigd en dus dat alle poriën zijn gevuld met water. Hierna wordt het 100 cm^3 monster in de oven gedroogd bij 105°C, en wordt de massa nogmaals gewogen. Hierna kan eenvoudig de porositeit worden berekend met de volgende formule:

$$\Phi = \frac{m_w - m_d}{m_w}$$

Waarbij: Φ = porositeit [m^3/m^3], m_w = de *netto* massa van de *natte* 100 cm^3 ring [g] en m_d = de *netto* massa van de *droge* 100 cm^3 ring [g].

De porositeit van bodemmonsters kan worden geschat op basis van de gemeten bulkdichtheid en een aangenomen partikeldichtheid, meestal 2.65 g cm^{-3} (Schjønning et al., 2017), met de formule: Porositeit = (1-(bulkdichtheid/partikeldichtheid)). Maar zoals aangetoond in Schjønning et al. (2017) is het gebruik van 2.65 g cm^{-3} als de partikeldichtheid niet altijd correct, dus deze schatting is niet zo nauwkeurig als het direct meten van de porositeit.

6.2.4.4 Streefwaarden en drempelwaarden

De drempelwaarde voor porositeit voor alle bodemgebruiken is 0.35 m^3/m^3. Bij deze waarde of groter wordt een voldoende grote waterberging gerealiseerd voor alle bodemgebruiken in de stad (Phillip, 1985).

6.2.4.5 Beheeropties

Het beïnvloeden van de porositeit is erg lastig. De porositeit kan te laag zijn (geworden) door verdichting of door een slechte textuuropbouw in het profiel (te weinig grovere bodemdelen of grof zand). Als dit structureel problemen oplevert voor het gewenste bodemgebruik kan bezanden (mengen met grof zand, Boekel et al., 1980) van de bodemlaag waar het om gaat helpen, maar dit is een ingrijpende maatregel. Voor opheffen van verdichting, zie indringingsweerstand (par. 6.2.2).

6.2.5 Watervasthoudend vermogen

6.2.5.1 Toelichting en relevantie

De definitie van het watervasthoudend vermogen is de hoeveelheid water [m^3/m^3] die in de bodem beschikbaar is voor plantengroei. Dus, het beschrijft de mate waarin een bodem in staat is om water vast te houden. Deze is afhankelijk van de energietoestand van het water in de bodem, en gedefinieerd als de hoeveelheid water die een bodem kan bevatten tussen veldcapaciteit, drukhoogte (pF) 2.0 en verwelkingspunt, drukhoogte (pF) 4.2 (Van den Elsen et al., 2019). Deze energietoestand is afhankelijk van het bodemtype en de textuur en is vooral belangrijk in periodes van droogte. Over het algemeen kunnen bodems met een groter watervasthoudend vermogen in langere periodes van droogte water blijven leveren aan beplanting.

6.2.5.2 Verwante indicatoren

Hoewel het watervasthoudend vermogen van een bodem gerelateerd is aan de porositeit, aan de textuur en aan het organischestofgehalte, is er geen andere indicator die vaak wordt gebruikt in plaats van watervasthoudend vermogen.

6.2.5.3 Meting of bepaling

Het watervasthoudend vermogen hangt af van twee specifieke punten op de waterretentiecurve (pF 2.0 en pF 4.2). De bepaling van het watervasthoudend vermogen wordt gedaan in een laboratorium met behulp van een zandbak (pF 2.0 punt) en drukpan (pF 4.2 punt). Beide methoden zijn gebaseerd op het verwijderen van water uit ongestoorde, verzadigde bodemringen met behulp van specifieke niveaus van zuiging (zandbak) of luchtdruk (drukpan). Zodra een monster op dat specifieke niveau een evenwicht heeft bereikt, wordt het resterende watergehalte in het monster gemeten (door het monster te wegen) en dit wordt gebruikt om de pF-punten te bepalen. Zie hoofdstuk 9 in Stolte and Veerman (1997) voor meer informatie.

6.2.5.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Voor het watervasthoudend vermogen hanteren we een ondergrens, afhankelijk van de bodemtextuur: 0.19 en 0.24 m^3/m^3 voor respectievelijk zand- en kleigronden. De waarden komen uit de dataset van de Staringreeks (Heinen et al., 2020) en zijn feitelijk referentiewaarden en gemiddelden van een groot aantal metingen in zand- en kleigronden.

6.2.5.5 Beheeropties

Houd er rekening mee dat de veranderingen in de fysische eigenschappen van de bodem erg langzaam kunnen gaan. Over het algemeen is watervasthoudend vermogen van een bodem een resultante van de hoeveelheid organische stof die die bodem bevat (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt 2025), de bodemstructuur en de bodemtextuur. Vergroten van de hoeveelheid organische stof in de bodem is dus gunstig voor het watervasthoudend vermogen (De Lijster et al., 2016), en wordt bevorderd door gebruik van bijvoorbeeld groenbemesters (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt, 2025).

De bodemstructuur wordt over het algemeen verbeterd door de bodem zo min mogelijk te bewerken (Pires et al., 2017). Voor het verbeteren van het watervasthoudend vermogen door middel van textuurwijziging kan bijvoorbeeld een zandbodem worden gemengd met klei (Heinen et al., 2021).

6.2.6 Bulkdichtheid

6.2.6.1 Toelichting en relevantie

De bulkdichtheid wordt gedefinieerd als de droge massa van de bodem per volume-eenheid van de bodem, meestal uitgedrukt in gram per kubieke centimeter of kilogram per kubieke meter (SoilCare, 2021). De bulkdichtheid geldt als indicatie voor de verdichting van de bodem en is van invloed op meerdere andere indicatoren van de bodemgezondheid. Een hogere dichtheid in de bodem wordt gerelateerd aan een verdichte bodem met de bijbehorende problematiek voor plantengroei en waterhuishouding.

6.2.6.2 Verwante indicatoren

Indicatoren die sterk worden beïnvloed door de bulkdichtheid zijn indringingsweerstand en porositeit. Zie paragraaf 6.2.2.2 en 6.2.4.2 voor meer informatie over de relatie tussen bulkdichtheid en deze twee indicatoren.

6.2.6.3 Meting of bepaling

De (droge) bulkdichtheid van de grond wordt typisch bepaald in het lab door ringen van 100 cm^3 te steken in het veld, deze te drogen bij 105°C en hiervan de massa te bepalen. De droge bulkdichtheid kan dan worden bepaald door het *netto* gewicht van het bodemmonster te delen door het volume. Dit wordt ook wel de *bulkdichtheidsbepaling aan veldvochtige monsters* genoemd. In sterk zwellende en krimpende gronden (bijv. klei) is de droge bulkdichtheidsbepaling afhankelijk van de vochttoestand van de in het veld gestoken 100 cm^3-monsters.

Een alternatieve manier om de bulkdichtheid te bepalen, is met behulp van pedotransferfuncties. Hierbij wordt op basis van vaak de textuur en het organischestofgehalte (of organische koolstof; OC) en mogelijk andere indicatoren de bulkdichtheid geschat. Er zijn veel pedotransferfuncties beschikbaar, die allemaal zijn afgeleid van andere datasets. In Abdelbaki (2018) worden 48 mogelijke opties opgesomd en de auteurs gebruiken deze om de volgende functie te ontwikkelen: $BD = 1.449 * e^{-0.03*OC}$ (BD = bulkdichtheid in g/cm^3, OC = organischekoolstofgehalte in [m^3/m^3]. Ze merken echter op dat pedotransferfuncties *met zorg moeten worden gebruikt* en op nauwkeurigheid moeten worden geëvalueerd voordat ze op grote schaal worden toegepast. Over het algemeen kan worden gesteld dat meten van de bulkdichtheid altijd nauwkeuriger en betrouwbaardere resultaten oplevert dan het gebruiken van een pedotransferfunctie.

6.2.6.4 Streefwaarden en drempelwaarden

De waarden in de scoretabel van het BGI-systeem bevatten referentiebereiken die zijn overgenomen uit de landelijke inventarisatie van de bodemkwaliteit in 2018 (Van den Elsen et al., 2020). Hoewel deze referentiewaarden zijn gemeten in akkerland en niet in het stedelijk gebied, zijn dit de meest recente en daadwerkelijk gemeten veldgegevens uit kleigronden en zandgronden. Deze referentiewaarden worden daarom gebruikt voor de bodemgebruiken: stadspark, buurtgroen, tuin zonder moestuin en moestuin. De waarden in de scoretabel voor groen evenemententerrein en bodems onder verharding, zijn overgenomen uit de Raamwerkdefinitie (Vlaar et al., 2023). Deze waarden zijn hoger, omdat ze zijn gerelateerd aan minimale eisen wat betreft de gewenste draagkracht en stabiliteit van de bodem.

6.2.6.5 Beheeropties

Bulkdichtheid is een indicator waarvan de verandering één kant op (verhoging) makkelijk is, maar de andere kant op (verlagen) heel lastig. Verhogen van de dichtheid is een kwestie van mechanisch verdichten, maar (permanent) verlagen van de dichtheid is een lastige en tijdrovende aangelegenheid. Verlagen van de dichtheid kan worden gedaan m.b.v. mechanische bewerking (woelen of ploegen), echter het nadeel hiervan is dat hiermee ook de kwetsbare bodemstructuur wordt aangetast en dit ook vaak geen duurzame maatregel is. Door het ontbreken van een structuur in de losgemaakte bodem zal de bodem binnen korte tijd onder invloed van regen en betreding weer verdichten, soms in ergere mate dan voor het losmaken (Pires et al., 2017). Een betere manier om de dichtheid te verlagen, is het toevoegen van organische stof (*zie ook par. 6.2.5* - beheeropties) of het toepassen van diepwortelende gewassen om de dichtheid in diepere lagen op natuurlijke manier te verlagen (Steinwidder, 2021). Deze maatregelen zijn wel duurzaam.

6.3 Chemische indicatoren

6.3.1 Zuurgraad (pH)

6.3.1.1 Toelichting en relevantie

De pH van de bodem, of zuurgraad, is een indicator van de hoeveelheid waterstofionen (H+) in de bodemoplossing. De pH is van invloed op veel chemische en biologische processen in de bodem, waaronder de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten (FAO, 2024). De pH van een ongestoorde bodem hangt eerst af van het uitgangsmateriaal en vervolgens van de processen die dat materiaal in de loop der tijd hebben veranderd (bodemverwering genoemd) (Van Breemen et al., 1983). In zeer verweerde bodems (vaak in warme, vochtige klimaten) hebben kationen (positief geladen ionen zoals calcium or kalium) zich in de loop der tijd door de bodem naar beneden verplaatst, waardoor de bodem zuurder is geworden. In minder verweerde bodems (in droge en/of koude klimaten) blijven kationen vaak achter in de bovengrond en kan deze neutraal of zelfs basisch zijn. Als de pH-waarde in het juiste bereik is voor een gewenst bodemgebruik (merk op dat het 'juiste bereik' tussen planten kan verschillen), kunnen de planten gemakkelijker de voedingsstoffen opnemen die ze nodig hebben.

6.3.1.2 Verwante indicatoren

De pH is de standaardmaat voor zuurgraad; er worden geen verwante bodemindicatoren gebruikt in plaats van pH.

6.3.1.3 Meting of bepaling

De standaard laboratoriummethode om de pH van de bodem te meten is met een pH-meter, in een mengsel van grond en oplossing (de oplossing kan water zijn of een zoutoplossing zoals $CaCl_2$). Door de spanning binnen een oplossing te meten, in vergelijking met testoplossingen met bekende waarden van de pH, kan de meter spanning in pH vertalen. In de BGI hebben de verwijzingen betrekking op de $CaCl_2$-methode, dus dit is ook de aanbevolen methode voor bodemanalyse. De pH gemeten met water zal hoger zijn dan die gemeten met $CaCl_2$ (Minasny et al., 2011), dus het is belangrijk om de analysemethode te kennen. Merk op dat veldmetingen van pH met indicatorstrookjes ook mogelijk zijn (*zie ook Bijlage C en D*) en deze kunnen goed correleren met laboratoriummetingen (Van Delft et al., 2024).

6.3.1.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Er zijn gepubliceerde pH-streefbereiken voor de meest voorkomende bodemtypen in NL die in gebruik zijn voor grasland en teelt van voedergewassen (Verstraten et al., 2023). In de BGI zijn pH-streefbereiken voor grasland gebruikt voor alle bodemgebruiksdoelen, behalve tuinen. De bovenste scoringsgrenzen werden vastgesteld op basis van de referentiebereiken in Helfenstein et al. (2022). De streefbereiken zijn er in twee categorieën: weinig organische stof en veel organische stof. Over het algemeen is een hoger pH-streefbereik mogelijk voor gronden met minder organische stof. In veengronden (met meer dan 15% organische stof) zijn hoge pH-waarden moeilijker te realiseren, omdat de mineralisatie van organisch materiaal resulteert in de vorming van zuren die H+ aan de bodem leveren, waardoor de pH lager is dan in bodems met weinig organische stof. In de BGI zijn daarom streefbereiken voor de pH hoger ingesteld voor bodems met weinig organische stof dan voor bodems met veel organische stof.

In zure bodems, dat wil zeggen bij lage waarden van de pH, kunnen metalen in oplossing gaan. Dit geldt vooral voor metalen als cadmium en zink, en in mindere mate ook voor lood. Omdat er in de meeste moestuinen in een stedelijke setting sprake kan zijn van bodemverontreiniging (of in elk geval hogere gehalten aan metalen dan in bodems in het landelijk gebied), is het advies om voor moestuinen een minimale pH van 5 (voor bodems rijk aan organische stof) tot 5.5 (voor minerale gronden) aan te houden. Onderzoek in gronden met verhoogde cadmium- en loodgehalten (Römkens and Rietra, 2011) toonde aan dat bij pH-waarden van meer dan 5.5, in combinatie met de hier gehanteerde grenswaarden voor cadmium en lood in de bodem, gewasnormen niet overschreden worden.

6.3.1.5 Beheeropties

Gronden met een hoog gehalte aan klei en organisch materiaal zijn beter bestand tegen veranderingen in pH (hogere buffercapaciteit) dan zandgronden. Zandgronden hebben meestal minder organisch materiaal en een hoge waterinfiltratiecapaciteit, waardoor ze gevoelig zijn voor verzuring. Hoewel textuur meestal als een

statische indicator wordt beschouwd, kan een beheerstrategie voor de bodem in een stedelijke context zijn om zowel de textuur als het organisch materiaal te veranderen. Minerale stikstof- en zwavelmeststoffen kunnen de pH verlagen, terwijl de toevoeging van kalk de pH kan verhogen (Fernández and Hoeft, 2009).

6.3.2 Voedingsstoffen (focus op N, P, K)

6.3.2.1 Toelichting en relevantie

Bodemvruchtbaarheid wordt gedefinieerd als het vermogen van een bodem om de voedingsstoffen, het water en het medium voor wortelontwikkeling te leveren die nodig zijn voor de groei van planten (SoilCare, 2021). Aangezien de vruchtbaarheidsvereisten sterk afhankelijk zijn van de plant en het niet mogelijk is om een algemene regel te maken die in alle contexten past, is het BGI-systeem gericht op de drie hoofd-voedingsstoffen voor plantengroei: stikstof (N), fosfaat (P) en kalium (K).

Hoewel er geen streefwaarden voor voedingsstoffen in het BGI-systeem staan, behalve voor N, P en K, wordt aanbevolen om het voedingsstoffenpakket te gebruiken van het laboratorium dat de testen uitvoert (vraag hiernaar wanneer u contact opneemt met het laboratorium). Dit is meestal de goedkoopste methode om voedingsstoffen te meten, en er zijn talloze andere informatiebronnen voor tuiniers of hoveniers over de voedingsbehoeften van verschillende planten. Bovendien zal het monitoren van extra voedingsstoffen in de loop van de tijd trends opleveren die op zichzelf informatief kunnen zijn (bijv. als er in de loop van de tijd een consistente afname is van een of meer voedingsstoffen, kan het nuttig zijn om te onderzoeken of dat significant is voor de planten die in deze bodem groeien). Het is echter ook belangrijk om op te merken dat voedingsstoffen slechts één onderdeel van het bodemmilieu zijn. Voor pH-gevoelige planten bijvoorbeeld is het onwaarschijnlijk dat het toevoegen van meststoffen de gezondheid van de planten zal verbeteren als de pH te hoog of te laag is.

6.3.2.2 Verwante indicatoren

Een indicator die nauw verwant is aan voedingsstoffen is de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC). De CEC is relevant voor bodemvruchtbaarheid, omdat deze iets zegt over het vermogen van de bodem om stoffen vast te houden (waaronder voedingsstoffen, maar ook contaminanten). De CEC vormt een buffer voor voedingsstoffen (of een buffer om uitspoeling van schadelijke stoffen te voorkomen). De CEC is niet opgenomen in de BGI-index, omdat er in stedelijke gebieden (tuinen en moestuinen) meestal voldoende (of soms al te veel) bemesting is. Bovendien, het aanpassen van bemesting door rekening te houden met de CEC is momenteel moeilijk omdat hier geen richtlijnen voor zijn. Als de CEC van algemene interesse is, kan deze worden geschat aan de hand van gegevens voor organische stof, klei en pH (AgSource, 2015).

6.3.2.3 Meting of bepaling

Aangezien het standaard voedingsstoffenpakket wordt aanbevolen door de BGI, wordt erkend dat er verschillende analysemethoden kunnen zijn die door verschillende laboratoria worden gebruikt. Voor totaal-N is de aanbevolen test DUMAS (ISO 13878:1998), waarbij een bodemmonster wordt verbrand en de geproduceerde gassen worden gemeten. Een andere methode, Kjeldahl (ISO 11261:1995), is ook acceptabel. Hierbij worden grondmonsters bij hoge temperaturen met zuur behandeld. Sommige laboratoria gebruiken ook NIRS (*zie Bijlage D – 4.3*); dit is een geaccrediteerde test (EN ISO/IEC 17025:2017) van de Raad voor Accreditatie (RvA; https://www.rva.nl).

Voor P en K worden twee tests aanbevolen: één voor de bodemvoorraad van P of K en één voor plantbeschikbaar P of K. Eenvoudig gezegd wordt dit gedaan met behulp van extracties van twee verschillende sterktes. Een zwakkere extractie (d.w.z. met een mild zout) wordt gebruikt om alleen gemakkelijk uitwisselbaar P of K uit de bodem in de geteste oplossing te extraheren; dit zijn de voor planten **beschikbare** voedingsstoffen. Een sterkere extractie (d.w.z. met zuur) wordt gebruikt om het gemakkelijk uitwisselbare P of K te extraheren, *plus* 'gebonden' P of K dat beschikbaar kan worden; dit wordt de **bodemvoorraad** genoemd. Voor fosfor zijn deze tests: $CaCl_2$ (plantbeschikbaar) en P-AL/ammoniumlactaat (bodemvoorraad). Voor kalium zijn die testen: $CaCl_2$ (plantbeschikbaar) en cohexamine (bodemvoorraad). De bodemvoorraad wordt soms gedaan met NIRS, maar is momenteel niet geaccrediteerd door de RvA.

Merk op dat een grote hoeveelheid P in de bodem aanwezig kan zijn in onoplosbare minerale vormen. Dit soort P verweert uiterst langzaam tot een beschikbare vorm en wordt over het algemeen niet gemeten

wanneer de bodemvruchtbaarheid wordt bekeken (het wordt ook niet meegenomen in de referentiewaarden van de BGI). Maar, dit niet-beschikbare P kan wel worden gemeten, in dezelfde eenheden als P-AL bodemvoorraad gerapporteerd (mg P_20_5 /100 gram), en 'totale bodemvoorraad' worden genoemd. Daarom is het belangrijk om zeker te weten wat er in het lab wordt gemeten (*zie ook Bijlage D*).

6.3.2.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Bij voedingsstoffen moet rekening worden gehouden met zowel de mogelijkheid van te weinig voedingsstoffen (wat de plantengroei kan remmen) als van te veel (wat gevolgen kan hebben voor bodembiodiversiteit (Vazquez et al., 2021) en/of het milieu, door verlies van voedingsstoffen). In het BGI-systeem worden deze twee perspectieven afzonderlijk bekeken. Bij de vraag of er genoeg N, P of K is, gebruikt de BGI een landbouwkundig optimum op basis van gewasgroei; de streefwaarden voor N[7] en K zijn afkomstig uit het Handboek Bodem en Bemesting (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt 2025) en voor P[8] uit Rijksdienst voor Ondernemend (2025). Of er te veel N of P is (milieueffecten van te veel K zijn zeer onwaarschijnlijk en worden daarom niet beschouwd), hangt sterk af van bodemtype en hydrologie, dus is het moeilijk om een robuuste drempelwaarde voor de twee voedingsstoffen vast te stellen. In plaats daarvan kent het BGI-systeem lagere bodemgezondheidsscores toe aan bodems met een hoog gehalte aan N- en P-toevoegingen of aan bodems waarvan de N- en P-toevoegingen onbekend zijn (zie par. 6.1.1.5 voor het schatten van de hoeveelheid voedingsstoffen in compost). Te hoge bemestingsniveaus worden beschouwd als waarden boven de aanbevolen bemestingsniveaus in het Handboek Bodem en Bemesting (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt, 2025).

6.3.2.5 Beheeropties

De streefwaarden en drempelwaarden voor nutriënten in de bodem zijn gebaseerd op aanbevolen bemestingspraktijken voor landbouw en grasland. Merk op dat in sommige gevallen geen optimale gehalten aan voedingsstoffen gewenst zijn, maar juist voedselarme omstandigheden om de vestiging van bepaalde flora mogelijk te maken of omdat voedselrijke omstandigheden niet nodig zijn voor het gewenste bodemgebruik. Als bemesting nodig is, verwijzen we naar de eisen zoals opgenomen in het bemestingsadvies van de Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen. Zie ook beheeropties voor organische stof.

6.3.3 Contaminanten (Pb of stoffenpakket(en))

Let op: Met betrekking tot contaminanten heeft de BGI een signaalfunctie; het is geen wettelijk kader en kan niet worden gezien als een uitzondering/afwijking op het vigerend milieuhygiënisch bodembeleid.

De BGI is gericht op bodemgezondheid (het vermogen van de bodem om op lange termijn ecosysteemdiensten te leveren) en de 'signalering' van contaminanten is bedoeld om aan te geven of mogelijk sprake kan zijn van invloed op van essentiële bodemfuncties (zie Figuur 1) door contaminanten. Daarom betekent een slechte BGI-score op contaminanten niet altijd dat er wettelijk iets aan de contaminanten moet/kan worden gedaan, als dit volgens het huidige beleid geen onaanvaardbare (humane) risico's met zich meebrengt. Bij overschrijdingen van de BGI-signaalwaarden zal worden getoetst volgens de bodemregels in het omgevingsplan van de gemeente Amsterdam. Deze zijn beschreven in het beleidskader bodem onder de Omgevingswet (*https://openresearch.amsterdam/nl/page/101973/beleidskader-bodem-onder-de-omgevingswet*).

6.3.3.1 Toelichting en relevantie

Veel stedelijke bodems zijn verontreinigd met metalen (vaak lood, maar ook andere) of organische stoffen (polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), gechloreerde koolwaterstoffen, pesticiden etc.). Voor de meeste bronnen geldt dat ze historisch van aard zijn (de huidige aanvoer naar de stadsbodem is veelal sterk verminderd), maar door het immobiele karakter van veel metalen (de sterke binding aan de bodem) zal een groot deel van de ooit aangevoerde metalen zich nog in de bodem bevinden. Voor organische contaminanten is dat deels ook het geval, daar waar het persistente stoffen betreft, zoals (een deel) van de PAK-verbindingen en de zwaardere fractie van minerale olie. Grotere bronnen uit het verleden, zoals bij de voormalige Westergasfabriek in Amsterdam, zijn vaak al aangepakt, maar kleinere bronnen van verontreiniging, zoals die in verband met olietanks of bedrijfsactiviteiten, zijn niet altijd bekend

[7] https://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/ingangen/handeling/bemesting/stikstof/graszaadtelten.htm

[8] https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden/fosfaat-landbouwgrond/differentiatie

(Van den Elsen et al., 2021). Het is dus relevant om bij de beoordeling van de bodemgezondheid rekening te houden met contaminanten.

In de categorie *Contaminanten* richt de BGI zich op zware metalen (zie par. 6.3.3.2 voor een opmerking over organische contaminanten). Zware metalen die in de bodem worden teruggevonden, kunnen van nature voorkomen (d.w.z. in het basismateriaal van de bodem) of afkomstig zijn van menselijke activiteiten. Hoewel zware metalen meestal als negatief worden beschouwd, zijn sommige metalen in kleine hoeveelheden nodig voor planten en/of dieren (bijv. kobalt [Co], koper [Cu], nikkel (Ni) en zink [Zn]). In te hoge concentraties kunnen zware metalen echter het planten- en bodemleven aantasten, waardoor het functioneren van het bodemecosysteem wordt verstoord. Verontreinigde bodems kunnen ook van invloed zijn op de menselijke gezondheid. Inname van grond door spelende kinderen is, met name voor lood (Pb), een van de belangrijkste blootstellingsroutes.[9] Daarnaast kan het grond- en oppervlaktewater worden beïnvloed via uitloging of afspoeling, met name uit gebieden die niet (of gedeeltelijk) begroeid zijn, waar de erosie van bodemdeeltjes plaatsvindt (Van den Elsen et al., 2021). Maar de concentratie en het type zware metalen die in bodems worden gevonden, zijn zeer variabel. De derde editie van *Heavy Metals in Soils* [Zware Metalen in Bodems] (Alloway 2012) bevat 21 specifieke elementen die vaak in bodems worden gevonden. De BGI omvat 13 van deze elementen, namelijk de elementen die zijn opgenomen in het Nederlandse wettelijke kader, als de elementen die het relevantst zijn voor de Amsterdamse context.

In de BGI wordt lood beschouwd als representatief voor contaminanten. Lood komt voor in veel bodems in de stad in verhoogde gehalten. Dit komt omdat lood (vroeger) in veel bouwmaterialen (o.a. verf, leidingen) en olie/benzine aanwezig was. Bodems in de buurt van wegen of met bouwafval kunnen daarom een duidelijk verhoogde concentratie aan lood hebben. Vrijwel altijd zijn deze verhoogde gehalten ook gecorreleerd aan verhoogde gehalten van andere metalen zoals cadmium (Cd), kwik (Hg) of chroom (Cr), hoewel de relatie tussen lood en deze elementen per locatie kan verschillen. Dat heeft voornamelijk te maken met de herkomst van de verontreiniging (bijv. bouwafval) in de bodem. Een studie naar de biologische beschikbaarheid van lood in verontreinigde stadsbodems in Leiden, Heerenveen en Veenendaal toonde aan dat lood in alle locaties in gelijke mate beschikbaar is in afhankelijkheid van de zuurgraad en organische stof, en dat er steeds een correlatie is tussen lood en stoffen als Hg, Cu, Ni, Cr en Zn. Dat geeft aan dat lood representatief is voor contaminanten. Of er ook een verband bestaat tussen lood en organische contaminanten is veel minder bekend, hoewel verontreiniging met organische contaminanten vaak gekoppeld is aan de aanwezigheid van olietanks en benzinestations. Dit is vooralsnog niet onderzocht.

Gebruik van de indicator 'contaminanten' in de BGI
De BGI dient een ander doel dan het beleidskader dat van toepassing is op bodemkwaliteit in Amsterdam. De BGI is namelijk gericht op de integrale beoordeling van de bodemgezondheid als een combinatie van chemische, fysische en biologische indicatoren. Contaminanten zijn een chemische indicator die de bodemfuncties "habitat voor ecologie" en "voedselproductie" kan beïnvloeden en de bodemfunctie "natuurlijke buffer/filter" kan aantonen (*zie ook Figuur 1*). (Voor)kennis van het te beoordelen gebied is nuttig om in te schatten of contaminanten van belang kunnen zijn voor de beoordeling van de bodemgezondheid. Kennis van het (historisch) gebruik van het terrein (aanwezigheid industrie, toepassing van grond en herkomst daarvan, afbraak bestaande bouw etc.) is daarbij belangrijk en wordt daarom specifiek behandeld in de contextvragen. Als geen historische informatie of eerdere onderzoeksresultaten beschikbaar zijn, raadt de BGI aan om contaminanten als indicator op te nemen. Als er wel informatie aanwezig is, wordt de gebruiker gevraagd of een meting van contaminanten noodzakelijk lijkt op basis van de bestaande informatie. De enige uitzondering is de bodemfunctie "voedselproductie", waarvoor in alle gevallen een test wordt aanbevolen. Maar de aanbeveling kan worden genegeerd als, op basis van de kennis van de gebruiker, die test niet nodig is.

6.3.3.2 Verwante indicatoren
In het BGI-systeem ligt de nadruk op zware metalen in plaats van andere (bijvoorbeeld organische) verontreinigingen. Momenteel staan stoffen als PFOA (perfluoroctaanzuur) en PFOS (perfluoroctaansulfonaat), beide behorend tot de groep van PFAS (perfluoralkyl en polyfluoralkyl stoffen), sterk in de belangstelling, omdat duidelijk geworden is dat ze schadelijk zijn voor mens en dier en op steeds

[9] Meer informatie over hoe om te gaan met contaminanten in tuinen vind je hier: https://www.ggd.amsterdam.nl/gezond-wonen/bodemverontreiniging/

meer plekken in de bodem en het oppervlaktewater aanwezig zijn. Op specifieke bronlocaties zijn hoge gehalten van PFAS in de bodem gerelateerd aan de aanwezigheid van industrie – die gedurende langere tijd een of meerdere PFAS-verbindingen geloosd heeft –, het gebruik van bluswater bij bestrijding van vuur of de toevoeging van biosolids in landbouw. Andere bronnen van PFAS in de bodem zijn uitloging en emissie van PFAS uit stortplaatsen, industriële lozingen, verbranding van afval op stortplaatsen, verontreinigd irrigatiewater en natte en droge depositie van PFAS uit de atmosfeer (Ehsan et al., 2024). Buiten de bronlocaties worden in het algemeen zeer lage gehalten aan PFAS in de bodem verwacht (diffuse verspreiding). Het is bekend dat PFAS, vooral in gebieden met hoge concentraties van een bekende bron, de gezondheid van de bodem, planten, dieren en mensen negatief kunnen beïnvloeden. Buiten deze gebieden is er echter nog steeds een gebrek aan gegevens over de omstandigheden (PFAS-type en -concentratie in combinatie met andere bodem-/milieuvariabelen) waaronder PFAS de bodemfuncties negatief zal beïnvloeden (Ehsan et al., 2024; Song et al., 2024). Daarnaast liggen de ecologische risicogrenswaarden voor bodem vele malen hoger dan de humane risicogrenswaarden van PFAS.[10] Om deze twee redenen bevat de BGI momenteel geen streef- of drempelwaarden voor PFAS in de categorie contaminanten. Bij de aanwezigheid van een bronlocatie wordt standaardonderzoek (volgens de Amsterdamse Richtlijn voor Bodem Onderzoek - openresearch.amsterdam) uitgevoerd en zijn de consequenties (wat betreft PFAS) afhankelijk van de humane risico's op de betreffende locatie, waardoor aanvullende signaalwaarden vanuit bodemgezondheidsperspectief niet relevant zijn.

6.3.3.3 Meting of bepaling

Zoals hierboven vermeld, wordt lood in de BGI beschouwd als representatief voor contaminanten, omdat het vaak gecorreleerd is met de aanwezigheid van andere contaminanten. Als er meerdere contaminanten gemeten zullen worden, maar geen specifieke contaminanten al van belang zijn voor de gebruiker, wordt het standaardstoffenpakket (zware metalen) van het laboratorium dat de metingen uitvoert, aanbevolen.

Zware metalen in de bodem worden gemeten na extractie met Aqua Regia ofwel koningswater. Dit is een extractie van grond in een mengsel van geconcentreerd zoutzuur en salpeterzuur in een verhouding van 3:1. Hierin gaat een groot deel van de in de bodem aanwezige metalen in oplossing. Deze worden na extractie bepaald door middel van meting met ICP of gelijkwaardige analysemethoden. De meting met Aqua Regia is op dit moment de wettelijk voorgeschreven methode voor de bepaling van het totaalgehalte aan metalen in de bodem. (Noot: strikt genomen is Aqua Regia geen bepaling van het werkelijke totaalgehalte, want een deel van de metalen lost in Aqua Regia niet op. Hiervoor is vaker een extractie met HF (fluorwaterstofzuur) gebruikt. Deze extractie wordt vanwege de grote risico's van HF niet (meer) toegepast).

6.3.3.4 Streefwaarden en drempelwaarden

De effecten van verschillende soorten en combinaties van contaminanten op bodemgezondheid zijn complex en contextafhankelijk. Binnen de BGI is het alleen mogelijk om een algemene indicatie te geven van waar contaminanten van invloed kunnen zijn op de twee contaminant-relevante bodemfuncties (*habitat voor ecologie* en *voedselproductie – zie ook Figuur 1*). De drempelwaarden die momenteel in het scoresysteem zijn opgenomen, zijn gebaseerd op waarden van de bestaande milieuhygiënische kwaliteitsklassen 'landbouw/natuur' en 'wonen'. Deze kunnen in de toekomst worden verfijnd om het functioneren van bodems in stedelijk gebieden specifieker weer te geven.

De streef- en drempelwaarden voor contaminanten in de BGI zijn afgeleid van de twee conservatiefste (gemiddeld tot hoog ecologisch beschermingsniveau) categorieën in het wettelijke kader voor het toepassen van grond: landbouw/natuur (lager dan HC5[11]) en wonen (midden van HC5 en HC50) (Bijlage B op: https://wetten.overheid.nl/BWBR0047808/2025-01-01). Voor moestuinen (het enige bodemgebruik met de bodemfunctie *voedselproductie*) zijn de gepubliceerde waarden voor landbouw/natuur (de kwaliteitsklasse met een hoog ecologisch beschermingsniveau) gebruikt als BGI-drempelwaarden (of signaalwaarden, zoals aangegeven in de inleiding), met een ideaalstreefwaarde van nul. Dit zeer conservatieve signaal weerspiegelt mogelijke bezorgdheid over voedselkwaliteit, de beperkte variëteit aan planten die in moestuinen worden gekweekt (in vergelijking met oneetbare planten) en het belang van een intact bodemecosysteem daarin.

[10] https://www.rivm.nl/documenten/risicogrenzen-ten-behoeve-van-vaststelling-van-interventiewaarden-voor-pfos-pfoa-en-0.

[11] De HC5 en HC50 zijn die concentraties waarbij 5%/50% van de potentieel in een generiek bodemecosysteem voorkomende soorten blootgesteld zijn boven hun respectievelijke '*geen waargenomen effect*'-concentratie. (https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701011.pdf).

Voor alle andere bodemgebruiken (behalve bodems onder verharding die in het BGI-systeem niet worden beoordeeld op contaminanten) zijn de gepubliceerde waarden voor wonen (de kwaliteitsklasse met een gemiddeld ecologisch beschermingsniveau) gebruikt als BGI-drempel-/signaalwaarden. Deze andere vormen van bodemgebruik hebben een signaal bij (HC5+HC50)/2 (dus halverwege het traject van 5 tot 50% blootstelling van bodemleven aan contaminanten) om aan te geven dat sommige combinaties van bodemtype, plantengemeenschap en beheer beïnvloed kunnen zijn door contaminanten. Of de bodem en/of het plantenleven daadwerkelijk wordt aangetast, moet specifiek per context worden bepaald op basis van de historische informatie, veldobservatie en de overige fysische, chemische en biologische indicatoren. Als de gevonden waarden voor contaminanten aanleiding geven voor een beheerbesluit kan dit onderbouwd worden met een aanvullende ecologische risicobeoordeling in de Risicotoolbox Bodem (https://www.risicotoolboxbodem.nl).

6.3.3.5 Beheeropties

In de stedelijke bodemgebruiken waarop de BGI zich richt (Figuur 1), zijn contaminanten een indicator die de bodemfunctie "natuurlijke buffer/filter" kan aantonen en de bodemfuncties "habitat voor ecologie" en "voedselproductie" kan beïnvloeden. Het vermogen van de bodem om contaminanten op te slaan, is gerelateerd aan de textuur, pH en organische stof. Voor het beïnvloeden van de filterende/bufferende functie van bodems wordt verwezen naar de beheeropties voor die indicatoren (hoofdstuk 6 – *par. 6.2.1, 6.3.1 en 6.1.1*).

Om de bodemfuncties "habitat voor ecologie" en "voedselproductie" te ondersteunen, kunnen contaminanten worden (1) verwijderd, (2) vermeden of (3) verdragen.

1. **Verwijderen**: als contaminanten in verhoogde gehalten in de bodem voorkomen en de plantengroei of voedselkwaliteit een zorg zijn, is een optie om de bovengrond te verwijderen en te vervangen door schone grond. Dit is niet alleen ingrijpend, maar ook erg duur. In sommige gebieden kan fytoremediatie (de geleidelijke verwijdering van contaminanten door de groei van planten die zware metalen accumuleren) ook een optie zijn.
2. **Vermijden**: er zijn verschillende methoden om contaminanten te vermijden (gebruiksadviezen voor lood zijn op de GGD website te vinden: https://www.amsterdam.nl/wonen-leefomgeving/bodem/lood-grond/):
   a. Het telen van groente en andere gewassen in bovengrondse bakken gevuld met schone grond.
   b. Het aanbrengen van een schone laag grond op de bestaande bodem. Veel moestuingewassen wortelen relatief ondiep (bijv. sla, wortels, prei, tomaat etc.), waardoor een schone laag van 30 cm in de meeste gevallen voldoende is om contact (van de wortels van de planten) met de verontreinigde grond te voorkomen.
   c. Bepaalde gewassen niet meer telen, waarvan bekend is dat ze gevoelig zijn voor contaminanten of dat ze relatief makkelijk zware metalen opnemen. Voorbeelden van gewassen die metalen makkelijk opnemen, zijn bladgroente, radijs en andere in de grond groeiende wortel- of bolgewassen. Gewassen die juist relatief weinig metalen opnemen zijn onder meer peulvruchten, tomaat en de meeste fruitgewassen (appels, bessen etc.).
   d. Als eenmaal bekend is welke delen van een tuin of complex te veel contaminanten bevatten, kan (her)inrichting ook een optie zijn. Schonere delen zijn dan geschikt als moestuin, terwijl delen met hogere gehaltes gebruikt kunnen worden voor oneetbare planten of gras (Römkens, 2011).
3. **Verdragen**: veel planten en vormen van bodemleven kunnen overleven en gedijen in verontreinigde bodems. Zie de beheeropties voor de biologische indicatoren voor meer informatie over hoe je het bodemleven kunt ondersteunen. In het algemeen zullen organische stof, zuurstof (bodemdichtheid/ -porositeit) en vocht de biologische activiteit en diversiteit van de bodem bevorderen. Hoewel zware metalen niet kunnen worden afgebroken, kunnen bodems met een actief bodemleven en gezonde planten de afbraak van sommige organische verontreinigingen vergemakkelijken.

6.3.4 Zoutgehalte (EC)

6.3.4.1 Toelichting en relevantie

De elektrische geleidbaarheid (EC) van de bodem is het vermogen van het bodemwater om elektrische stroom te geleiden. Opgeloste mineralen in het grondwater dragen elektrische ladingen en geleiden de elektrische stroom. Bijgevolg zegt de EC van bodems iets over de hoeveelheid aanwezige mineralen in de

bodem (Corwin and Lesch, 2005). In het lagere EC-bereik zijn EC-metingen een indicatie voor de vruchtbaarheid van de bodem, waarbij te lage EC-niveaus wijzen op weinig beschikbare voedingsstoffen.

In de BGI wordt EC gebruikt als een maat voor zoutgehalte, of de hoeveelheid zouten in de bodem. Zeer hoge EC's duiden op hoge zoutconcentraties: als de grond te zout is, zal een plant moeite hebben om water uit de grond te halen, kunnen toxische hoeveelheden van sommige ionen (bijv. Na+) accumuleren en kunnen planten moeite hebben om toegang te krijgen tot andere benodigde ionen (bijv. K+) (De Vos et al., 2016). Een hoog natriumgehalte kan er ook toe leiden dat bodemaggregaten uiteenvallen, wat de bodemstructuur negatief beïnvloedt (Kroes and Supit, 2011). Accumulatie van zouten kan voorkomen in uitgedroogde bodems, met weinig neerslag, maar in de context van Amsterdam zal het waarschijnlijk vooral voorkomen door overstroming met zout water of kwel van opstuwend zeewater via het grondwater. Dit wordt versterkt door verdamping, vooral tijdens warme zomers. Het is bekend dat verzilting een probleem kan zijn in Amsterdam (De Boer and Radersma, 2011; Verzandvoort et al., 2020) en daarom beveelt de BGI-index aan om de EC te meten in gebieden waar het grondwater ondiep is (het gemiddelde grondwaterpeil minder dan 50 cm onder het maaiveld).

6.3.4.2 Verwante indicatoren

De EC is de standaardmaat voor zoutgehalte; het is mogelijk om in plaats daarvan de chemische samenstelling van een bodemextract te testen, maar dat is geen gebruikelijke methode.

6.3.4.3 Meting of bepaling

De standaardmethode om het zoutgehalte te meten (en de methode die in het BGI-systeem wordt aanbevolen), is het meten van de aanwezigheid van ionen of de EC in een verzadigde pasta van bodemmateriaal en water (Corwin and Lesch, 2005). Bij deze methode wordt het bodemmonster langzaam verzadigd (tot een pasta) met gedestilleerd water en vervolgens wordt het water met behulp van een vacuümpomp uit de bodem geëxtraheerd. In de geëxtraheerde oplossing kunnen specifieke ionen gemeten worden of, als alleen de EC nodig is, kan de elektrische geleidbaarheid gemeten worden met een geleidbaarheidsmeter.

6.3.4.4 Streefwaarden en drempelwaarden

In het algemeen wordt 4 dS m^{-1} beschouwd als de hoogste waarde waarboven de groei van gewassen beperkt wordt (Huber et al., 2008; De Vos et al., 2016; European Commission, 2023). Het is echter belangrijk om op te merken dat planten verschillen in hun vermogen om zout te verdragen. Een Nederlands onderzoek toonde aan dat veel gewassen in staat zijn om een opbrengst van bijna 100% te bereiken bij niveaus boven de 4 dS m^{-1} (De Vos et al., 2016). Ook relevant voor groengebieden in steden is dat gras mogelijk niet sterk wordt beïnvloed door zoutgehalte (Kroes and Supit, 2011). Niettemin gebruikt het BGI-systeem voor een *algemene* bodemgezondheid 4 dS m^{-1} als bovengrens en minder dan 2 dS m^{-1} als de gewenste achtergrondwaarde.

6.3.4.5 Beheeropties

Er zijn nog veel vragen over hoe om te gaan met verzilte bodems in Nederland (Van den Burg et al., 2024). Eén optie is natuurlijk om zouttolerante planten te kiezen, zoals de planten die worden beschreven door de Vos et al. (2016) of Whittinghill and Rowe (2011). Waterbeheerstrategieën en bodemverbeteringen kunnen echter helpen om het zoutgehalte in de bodem aan te pakken (Etikala et al., 2021). Zorgvuldige irrigatie (zoals druppelirrigatie) kan de EC verlagen door zouten door de bodem en voorbij de wortelzone te verplaatsen, hoewel overmatige irrigatie moet worden vermeden, omdat een stijgend grondwaterpeil oplosbare zouten in de wortelzone kan brengen.

In sommige gevallen kan een combinatie van irrigatie en drainage nodig zijn om de zoutconcentratie te verlagen. In droge klimaten of hete zomers kunnen plantenresten en mulch helpen om de grond vochtig te houden, zodat de wortelzone gehydrateerd blijft en het zoutgehalte laag blijft. Er zijn veel mogelijke bodemverbeteringen. Het toevoegen van biochar, gips, compost en/of zeolieten kan helpen om het zout uit te logen en de beschikbaarheid van voedingsstoffen te verhogen. Deze toevoegingen vergroten ook de capaciteit van de bodem om water vast te houden, de aggregaatstabiliteit en de bodemdoorluchting. De microbiële activiteit van de bodem wordt hoger, terwijl de Na-opname door planten afneemt. Het is ook mogelijk om bladbespuitingen te gebruiken in plaats van bodemverbeteringen om tekorten aan plantenvoedingsstoffen aan te pakken.

6.4 Biologische indicatoren

6.4.1 Aaltjes (totaal en plant-parasitair)

6.4.1.1 Toelichting en relevantie

In de grond leeft een grote variëteit aan aaltjes, ook wel nematoden of rondwormen genoemd: de plant-parasitaire aaltjes (PPN), de cysteaaltjes (deze maken cysten die gevuld zijn met eieren en langere tijd in de grond kunnen overleven) en de overige, vrij levende aaltjesgemeenschap (ook wel milieuaaltjes genoemd). Vaak komen in een grondmonster wel 40-100 soorten voor. Deze zijn 0.2 mm tot 10 mm groot. Tussen 2000 en 4000 aaltjes komen voor in 100 gram droge grond. De aaltjes leven van verschillende voedselbronnen. Zo zijn er aaltjes die zich voeden met de wortels van planten. Een deel daarvan heeft een nadelige invloed op de groei van planten. In Nederland zijn ongeveer 100 soorten aaltjes schadelijk voor planten (plant-parasitair; PPN). Naast PPN-aaltjes zijn er aaltjes die bacteriën en schimmels eten. Deze dragen bij aan het verteren van organisch materiaal in de bodem en aan de mineralisatie. Er komen ook roofaaltjes voor die andere aaltjes en kleine bodemdiertjes eten. Tot slot zijn er alleseters die leven van verschillende voedselbronnen. In een compleet en ongestoord voedselweb zijn alle verschillende voedselgroepen binnen de groep van aaltjes vertegenwoordigd en zorgen ze onder andere voor het 'begrazen' van lagere trofische niveaus (micro-organismen zoals bacteriën en schimmels), waardoor de vertering van organisch materiaal en het weer vrijkomen van voeding voor de planten gewaarborgd worden. Daarnaast kunnen sommige PPN-aaltjes natuurlijk ook schade geven aan de vegetatie.

6.4.1.2 Verwante indicatoren

Er zijn veel andere biologische indicatoren die gebruikt kunnen worden om de bodemgezondheid te beoordelen. Zowel micro-organismen als regenwormen (in BGI-Niveau II) worden vaak gebruikt. Nematoden zijn een belangrijke bio-indicator, omdat ze groter zijn dan micro-organismen. Hierdoor zijn aaltjes minder afhankelijk van kortetermijneffecten op de bodem, zoals bemesting of grondbewerking. Omdat sommige aaltjes ook afhankelijk zijn van micro-organismen, geven ze ook een afspiegeling van deze organismen. Daarnaast is er veel kennis over de verschillende voedselgroepen en hun functies. Bovendien spelen de plant-parasitaire aaltjes een belangrijke rol als pathogenen van de vegetatie. Naast directe schade aan landbouwgewassen kunnen ze in meer natuurlijke ecosystemen ook de vegetatiesuccessie sturen.

6.4.1.3 Meting of bepaling

Als de aaltjes uit de grond zijn gehaald, kunnen ze met verschillende DNA-technieken of met microscopen worden geteld en gedetermineerd. DNA-technieken zijn in principe gevoeliger dan microscopische analyses en kunnen aaltjes ook in zeer lage aantallen detecteren. Het DNA van de aaltjes moet echter wel goed uit de grond te extraheren zijn en de genetische code moet bekend zijn om de soortherkenning via DNA te kunnen herleiden. De microscopische analyse wordt gebruikt voor het valideren van DNA-analyse en voor het bepalen van soorten waarvoor geen DNA-test beschikbaar is. Dat geeft een nog completer beeld van de aaltjes die in de bodem aanwezig zijn.
Omdat er veel manieren zijn om aaltjes te bepalen, geven we hier een beschrijving van de aanbevolen methode die kan helpen bij de communicatie met het lab.

Van een grondmonster van 500-1000 ml wordt na mengen een submonster van ongeveer 100 ml grond genomen en gebruikt voor het aaltjesonderzoek. Het versgewicht van deze 100 ml wordt bepaald met een bovenweger. Eventueel kan van een separaat genomen 100 ml-grondmonster ook het drooggewicht (vochtgehalte) bepaald worden, door de 100 ml verse grond te wegen, te drogen (> 24 uur op 100 °C) en opnieuw het drooggewicht te bepalen. Dit geeft in principe exactere data m.b.t. de aaltjes/100 gram droge grond, omdat de variatie als gevolg van vochtverschillen tussen grondmonsters vermindert.

De aaltjes worden gescheiden van de grond met een Oostenbrinktrechter. Deze beproefde methode werkt volgens het principe dat in een vloeistofkolom gronddeeltjes sneller zakken dan aaltjes. Vervolgens worden van de 100 ml suspensie in een of twee mengmonsters van 10 ml suspensie alle aaltjes geteld. Deze tellingen worden door middelen omgerekend naar het totaalaantal aaltjes per 100 g grond. De restsuspensie (80-90 ml) wordt ingedikt en direct (levend) gedetermineerd of de suspensie wordt gefixeerd met 4% formaline. Na fixatie kunnen de monsters langere tijd bewaard worden.

De aaltjessamenstelling wordt bepaald door van verse of gefixeerde monsters 1 à 2 massa-preparaten te maken. In elk preparaat worden met een lichtmicroscoop ca. 150 aaltjes in willekeurige volgorde gedetermineerd, bij voorkeur op het laagst mogelijke niveau (soort, geslacht, familie). Voor de naamgeving wordt het boek van Bongers (1988) aangehouden.

De labs waarvan we weten dat ze deze analyse op dit moment kunnen uitvoeren, zijn: Eurofins, HLB/Groenevlieg en WUR Open Teelten Lelystad.

Een laboratoriumanalyse levert veel informatie op. Voor plant-parasitaire aaltjes is veel bekend over de relatie tussen de aantallen en de risico's voor heel veel gewassen (zie: https://www.aaltjesschema.nl, or https://www.best4soil.eu). Daarnaast kun je kijken naar de relatieve (%) of absolute aantalsverdeling tussen verschillende voedselgroepen (bijv. plantetende, bacterie-etende, schimmel etende aaltjes) en je kunt heel veel verschillende ecologische indices berekenen, met elk hun eigen achtergrond (zie NINJA: https://www.wur.nl/nl/product/ninja-nematode-indicator-joint-analysis-1.htm).

De aaltjesresultaten zullen gedetailleerder zijn dan vereist voor het BGI-systeem (dat alleen totale aantallen vereist). Hier vind je aanvullende informatie over de aaltjesresultaten die uit het lab komen.

In een Excelfile worden per monster (op de y-as) alle verschillende aaltjessoorten (op de x-as) die gevonden zijn, gerapporteerd. Soms wordt er ook nog onderscheid gemaakt tussen juveniele, vrouwtjes en mannetjes. Het is gebruikelijk om dauerlarven, niet op naam te brengen ruststadia van aaltjes (vaak bacterie-eters, maar bijvoorbeeld ook van insectenparasieten) wel te tellen, maar niet mee te rekenen in het aantal te determineren aaltjes en de verdere verwerking van de ruwe data. Het kan gebeuren dat dauerlarven een relatief groot aandeel vormen, bijvoorbeeld als gevolg van een plotselinge opbloei van bacteriën doordat het geregend heeft of dat er veel organisch materiaal of mest op de grond is aangebracht. In dit soort gevallen is het raadzaam om de aantallen dauerlarven niet mee te nemen in het totaal te determineren aaltjes van ca. 150 individuen (om de betrouwbaarheid van de soortsamenstelling te verbeteren) en om dit aantal dauerlarven niet in de verwerking tot relatieve soortsamenstelling en/of NINJA-berekeningen mee te nemen (zie NINJA boven). Dit is omdat ze op dat moment als ruststadium geen actief deel vormen en ecologisch gezien een soort van afspiegeling van het verleden zijn. Het aantal en/of percentage dauerlarven kan dus wel in de interpretatie een belangrijk signaal zijn dat de locatie verstoord is geweest!

Wanneer je alle gevonden aaltjes op de x-as optelt, moeten er minimaal ongeveer 150 aaltjes gedetermineerd zijn. Als het er meer zijn is dit geen probleem, en zijn de data iets betrouwbaarder. Met deze data kan de procentuele verhouding (%) van de taxa in het monster berekend worden. Met het totaalaantal aaltjes per 100 gram grond kan de soortsamenstelling omgerekend worden naar de absolute aantallen per 100 g grond. De ruwe data kunnen op verschillende manieren worden verwerkt. Dit kan m.b.v. Excelberekeningen, maar nog beter is het om dit via NINJA (te doen). Het advies is om bij deze berekeningen de dauerlarven niet mee te nemen.

Voor de BGI worden de totaalaantallen aaltjes per 100 g grond gebruikt. Het totaalaantal aaltjes/100 g grond kan je opsplitsen in het totaalaantal niet-plant-parasitaire aaltjes/100 g en het totaalaantal plantparasitaire aaltjes/100 g. Daarnaast kun je o.a. via NINJA nog heel veel andere technieken inzetten om de data te interpreteren.

6.4.1.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Referentiebereiken van biologische indicatoren in het BGI-systeem werden berekend met een bestaande dataset van het Bedrijvennetwerk (https://www.bo-akkerbouw.nl/kennis-en-innovatie/project-bedrijvennetwerk-bodemmetingen), een recente (2019-2021), textuur-specifieke dataset van landbouwgronden. Dit was een relatief kleine dataset met veel variatie, en dus hebben we ervoor gekozen om de drempelwaarden toe te wijzen aan het 5% percentiel en de streefwaarden aan het 80% percentiel.

6.4.1.5 Beheeropties

Zoals eerder genoemd, kunnen aaltjessoorten zowel gunstig als ongunstig zijn voor de bodemgezondheid, en/of voor de vegetatie die aanwezig is. Wanneer aaltjesschade eenmaal zichtbaar wordt, is het vaak te laat om snel in te grijpen. De historie van de grond in beeld houden en alert zijn op afwijkingen in groei van de vegetatie kunnen waardevolle aanwijzingen opleveren betreffende het voorkomen van bepaalde PPN-aaltjes. De beste beheerstrategie is regelmatig te bemonsteren en alert te zijn op veranderingen in de aaltjesgemeenschappen wanneer die zich voordoen. Daarnaast is enige diversiteit in de vegetatie altijd beter dan monoculturen.

Het bodemleven te voeden met organische stof of andere bodemverbeteraars is vaak gunstig voor het bodemleven, waaronder de meeste aaltjessoorten. Als de aantallen milieu-aaltjes aan de onderkant van het referentiebereik vallen, is er meestal sprake van 'stress', zoals verontreiniging, verdichting of te weinig voedsel (of een artefact bij bijvoorbeeld de monstername of het extraheren van de aaltjes – daarom wordt het testen van replicaties sterk aanbevolen). Om de aantallen milieu-aaltjes te verhogen, kunnen methoden toegepast worden die de stressfactoren aanpakken (zie de beheeropties in de hoofdstukken over contaminanten, indringingsweerstand, bulkdichtheid en organische stof in de bodem).

6.4.2 Bacteriële biomassa en schimmelbiomassa

6.4.2.1 Toelichting en relevantie

De microbiële biomassa is een indicator voor de hoeveelheid micro-organismen in de bodem. Een hogere microbiële biomassa wordt in verband gebracht met een hogere vruchtbaarheid en weerbaarheid van de bodem. Ook de verhouding tussen schimmels en bacteriën speelt een rol. Bacteriën zijn vooral verantwoordelijk voor een snelle afbraak van minder complexe stoffen en zijn minder gevoelig voor verstoringen. Schimmels breken vooral complexere stoffen af. Vaak houdt een hogere schimmelbiomassa verband met een hogere koolstofopslag. Maar ook binnen de schimmels en bacteriën kunnen verschillen worden gemeten. Grampositieve bacteriën zijn langzaam groeiende soorten die in staat zijn om complexe verbindingen af te breken, terwijl gramnegatieve bacteriën vooral snelgroeiende soorten bevatten. Actinobacteria zijn bekend om hun antagonistische werking tegen een groot aantal ziekteverwekkers. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) zijn schimmels die een samenwerking aangaan met de plant en de plant voorzien van belangrijke nutriënten. Een grote hoeveelheid AMF is dus gunstig voor de opbrengst bij een beperkt nutriëntenaanbod.

6.4.2.2 Verwante indicatoren

In deze index wordt informatie over de microbiële gemeenschap verzameld met behulp van PLFA (zie hieronder). De PLFA-data zijn ruwe inschattingen over de microbiële gemeenschap in de bodem. Ze zeggen niets over de soortdiversiteit in de verschillende groepen en wat ze qua functies betekenen voor de bodem. Dit zou misschien met andere technieken, zoals moleculaire technieken, aangevuld kunnen worden. Alleen zijn deze technieken relatief duur, nog niet praktijkrijp, en geven ook geen informatie over de werkelijke aantallen.

6.4.2.3 Meting of bepaling

PLFA is de afkorting voor Phospholipid-derived Fatty Acids. Dit zijn vetzuren die de membranen vormen van alle levende cellen. Verschillende groepen organismen hebben verschillende PLFA's. Omdat verschillende PLFA's specifiek zijn voor verschillende groepen van micro-organismen zoals schimmels en bacteriën, kan deze methode worden gebruikt om de biomassa van deze groepen apart te bepalen. PLFA-metingen zijn een sneller en goedkoper alternatief voor de klassieke microbiële metingen.

Een dertigtal PLFA's wordt gebruikt als biomarkers voor de samenstelling van de microbiële gemeenschap (*community structure*), waarmee effecten van behandelingen of beheer zichtbaar kunnen worden gemaakt. Deze methode geeft informatie over relatieve hoeveelheden schimmels, bacteriën en actinomyceten. Bovendien wordt onderscheid gemaakt tussen saprotrofe schimmels en mycorrhiza schimmels, en tussen grampositieve en gramnegatieve bacteriën die kunnen worden beschouwd als respectievelijk langzame en snelle groeiers.

6.4.2.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Referentiebereiken van biologische indicatoren in het BGI-systeem werden berekend met een bestaande dataset van het Bedrijvennetwerk (https://www.bo-akkerbouw.nl/kennis-en-innovatie/project-bedrijvennetwerk-bodemmetingen), een recente (2019-2021), textuur-specifieke dataset van landbouwgronden Dit was een relatief kleine dataset met veel variatie, en dus hebben we ervoor gekozen om de drempelwaarden toe te wijzen aan het 5%-percentiel en de streefwaarden aan het 80%-percentiel.

6.4.2.5 Beheeropties

Een optie om de verhouding tussen schimmels en bacteriën te verbeteren ten gunste van de schimmels is bijvoorbeeld door grond minder te bewerken, minder chemische input te gebruiken en de bodem te voeden met biologisch moeilijker afbreekbaar organisch materiaal. Daardoor krijgt de bodem vaak relatief meer schimmels en gaat in principe ook beter functioneren.

6.4.3 Regenwormen

6.4.3.1 Toelichting en relevantie

De regenworm eet vooral plantenresten, maar ook schimmels, zaden, bacteriën en resten van allerlei dieren en hun mest. In Nederland komen er ongeveer 23 soorten voor en in een vruchtbaar weiland kunnen er wel 400 individuen per vierkante meter aanwezig zijn. Er zijn drie typen regenwormen: strooiseleters (epigene wormen), bodemeters (endogene wormen) en pendelaars (anecische wormen). Strooiseleters blijven klein en graven geen diepe gangen, maar mengen vooral bladafval oppervlakkig in de bodem. Om ze tegen zonlicht te beschermen, is hun hele lichaam gekleurd. Deze wormen kom je vaak tegen als je in je tuin spit. Sommige bodemeters leven net onder het bodemoppervlak; anderen leven veel dieper. Omdat ze in de bodem leven en dus geen last hebben van de zon, zijn ze vaak bleek. Pendelaars graven diepe, verticale tunnels, waarin ze blaadjes die ze van het grondoppervlak pakken naar beneden trekken. Deze wormen worden in Nederland het grootst. Door hun diepe tunnels wordt het water beter afgevoerd. Omdat alleen hun kop boven de grond komt, is die gekleurd en de rest niet.

De worm helpt bij de afbraak van plantenresten en maakt de bodem zo vruchtbaarder. Door de tunnels die hij graaft, verbetert de beluchting van de bodem, waardoor bacteriën en schimmels die zuurstof nodig hebben dieper in de bodem kunnen doordringen. Deze micro-organismen helpen weer met de afbraak van plantenresten, waardoor er nog meer voedingsstoffen vrijkomen voor de planten. Zware machines duwen de lucht uit de bodem, dus vooral op akkers is de regenworm geliefd voor bodemherstel. Planten waarderen de worm doordat ze de tunnels kunnen gebruiken om makkelijker te wortelen. Ook de waterhuishouding wordt verbeterd door de regenworm. Er zijn ook enkele negatieve effecten van wormen. Via het afbreken van plantenresten en het vruchtbaar maken van de bodem, zorgt de worm soms voor een verhoogde uitstoot van schadelijke broeikasgassen.

6.4.3.2 Verwante Indicatoren

Er zijn natuurlijk ook kleinere bodemorganismen die een beetje lijken op regenwormen, zoals potwormen. Daarnaast zijn er ook andere bodemorganismen met deels vergelijkbare functies met die van regenwormen, zoals keverlarven en sommige insecten. Toch zijn de grootte, herkenbaarheid en beschikbare kennis van regenwormen vaak redenen om geen verwante indicatoren te selecteren voor een bodemgezondheidsbepaling.

6.4.3.3 Meting of bepaling

Wormen worden in het veld levend verzameld door meestal op drie tot zes plekken een bodemplag te steken van 20*20*20 cm. Deze bodemplag kan worden meegenomen of ter plekke handmatig worden uitgeplozen om de wormen te verzamelen. Op de bodem van de vers gestoken plag wordt meestal ook een hoeveelheid

water (en soms extractiemiddel) gedeponeerd. Hierdoor komen soms extra wormen omhoog die in een afgesproken tijd nog worden geteld en meegenomen. Naast het aantal wormen per vierkante meter (n/m^2) kan het ook nuttig zijn om meer te weten over de soortdiversiteit, omdat elke regenwormsoort ook een ander levenswijze en functie heeft. Voor het herkennen van de juiste soort is het van belang om een microscoop te gebruiken in een laboratorium.

6.4.3.4 Streefwaarden en drempelwaarden

Referentiebereiken van biologische indicatoren in het BGI-systeem werden berekend met een bestaande dataset van het Bedrijvennetwerk (https://www.bo-akkerbouw.nl/kennis-en-innovatie/project-bedrijvennetwerk-bodemmetingen), een recente (2019-2021), textuur-specifieke dataset van landbouwgronden. Dit was een relatief kleine dataset met veel variatie, en dus hebben we ervoor gekozen om de drempelwaarden toe te wijzen aan het 5%-percentiel en de streefwaarden aan het 80%-percentiel.

6.4.3.5 Beheeropties

Beheeropties voor regenwormen zijn vergelijkbaar met de opties voor microbieel beheer: stimuleren door minder grondbewerking, minder chemische input en de bodem voeden met moeilijker afbreekbaar organisch materiaal. Daarnaast helpt het om o.a. bladeren en ander organisch materiaal op de bodem te laten liggen of zelfs extra toe te voegen (*mulchen*). In tegenstelling tot microben kunnen regenwormen, die deel uitmaken van de grotere mesofauna van de bodem, ook worden gekocht en rechtstreeks aan de bodem worden toegevoegd. Dit kan worden overwogen in bodems waar problemen zijn met de bodemstructuur, waterdoorlatendheid of organischestofvoorraad.

7 Basisindex voor bodemgezondheid

Het doel van de basisindex voor bodemgezondheid (basis-BGI) is om informatie te verstrekken over de bodemgezondheid van stadstuinen in Amsterdam, met eenvoudige methoden die door niet-specialisten kunnen worden uitgevoerd en die goedkoper zijn dan de methoden van de professionele BGI. De resultaten van deze methoden geven een basisinzicht in de gezondheid van de bodem aan de hand van veel van dezelfde indicatoren als die in het professionele BGI-systeem zijn opgenomen. Gebruikers kunnen daarom de achtergrondinformatie en beheeraanbevelingen raadplegen, die voor elke indicator in het hoofdstuk *Achtergrondinformatie over indicatoren* (hoofdstuk 6) worden gegeven.

Belangrijk om te weten: deze basisindex (basis-BGI) geeft niet dezelfde kwaliteit resultaten als de professionele BGI.

De basisindex is *indicatief* bedoeld. Deze kan waardevolle informatie over bodems geven, maar het is niet geschikt voor bijv. grootschalige bodemmonitoring. De kwaliteit van de meeste metingen is te veel afhankelijk van de uitvoerder en de gebruikte materialen. Om een informatieve vergelijking te kunnen maken van meerdere locaties (met meerdere uitvoerders) zullen training en standaardisatie nodig zijn. Herhaalde metingen door dezelfde persoon, met dezelfde methoden, kunnen echter wel inzichten verschaffen op lokale schaal (hoewel nog steeds niet met dezelfde zekerheid als de professionele BGI).

De veldtesten voor de basisindex worden beschreven in de bijbehorende veldgids (*zie Bijlage C*). Om de in het veld verzamelde informatie te interpreteren, kunnen de metingen worden ingevoerd in het Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)* in het tabblad '**Basisindex**'.

8 Literatuur en bronnen

Abdelbaki, A. M. (2018). *Evaluation of pedotransfer functions for predicting soil bulk density for US soils*. Ain Shams Engineering Journal 9(4): 1611-1619.

AgSource (2015). *Soil Cation Exchange Capacity (CEC)*. Retrieved January 2025, *from* https://agsource.com/agronomy-technical-bulletins/

Alloway, B. J. (2012). *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability.* Springer Science & Business Media*.* ISBN: 9400744706.

Assinck, F., F. Brouwer, W. de Groot and T. Harkema (2024). *Handboek voor veldbodemkundig onderzoek*. https://www.doi.org/10.18174/683470

Bakema, G., G. Bakker, M. Heinen, F. van Egmond and E. van den Elsen (2024). *De invloed van bodemverdichting op de plantontwikkeling: kolom-, laboratorium-en veldexperimenten: eindrapport onderzoeksproject BoVer (Bodemverdichting Verdiept)*. https://www.doi.org/10.18174/675719

Bakema, G., J. van den Akker and F. van Egmond (2021). *Voorkomen en opheffen van bodemverdichting: Literatuuronderzoek en casestudie Flevoland*. https://www.doi.org/10.18174/542089

Benchmarks (2025). *Glossary - Water regulation and purification*. Retrieved January 2025, *from* https://soilhealthbenchmarks.eu/glossary/

Boekel, P., F. R. Vis and A. Lahr-Renkema (1980). *Gebruik van zand bij de aanleg en onderhoud van grassportvelden: rapport aan de hand van literatuurgegevens opgesteld*. https://edepot.wur.nl/274471

Boogaard, F., H. Bouwmeester, C. Bouwens and R. Brolsma (2024). *Infiltratie van regenwater in stedelijk gebied: Wadi's, raingardens en waterdoorlatende verharding*. Retrieved January 2025, *from* https://www.kanbouwen.nl/wp-content/uploads/2024/03/KAN-Brochure-Regenwater-in-stedelijk-gebied.pdf

Bouwman, L. A., J. Bloem, P. F. Romkens, G. T. Boon and J. Vangronsveld (2001). *Beneficial effects of the growth of metal tolerant grass on biological and chemical parameters in copper*. Minerva Biotecnologica 13 (1): 19-26.

Boyer, S., S. Wratten, M. Pizey and P. Weber (2011). *Impact of soil stockpiling and mining rehabilitation on earthworm communities*. Pedobiologia 54: S99-S102.

Boyer, S. and S. D. Wratten (2010). *The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining–a review*. Basic and Applied Ecology 11(3): 196-203.

Brus, D. J. (2022). *Spatial sampling with R.* CRC Press ISBN: 100060005X.

Chang, C.-W., D. A. Laird, M. J. Mausbach and C. R. Hurburgh (2001). *Near-infrared reflectance spectroscopy–principal components regression analyses of soil properties*. Soil Science Society of America Journal 65(2): 480-490.

Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt, C. B. A. V. (2025). *Handboek Bodem en Bemesting*. Retrieved January 2025, *from* https://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/ingangen/bodem/waterbeschikbaarheid.htm

Corwin, D. L. and S. M. Lesch (2005). *Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture*. Computers and electronics in agriculture 46(1-3): 11-43.

Davidson, D. T. (1965). *Penetrometer measurements*. Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling 9: 472-484.

de Boer, B. (2012). *Zicht op zand*. Greenkeeper. Retrieved January 2025, *from* https://www.greenkeeper.nl/article/23194/zicht-op-zand

de Boer, H. and S. Radersma (2011). *Verzilting in Nederland: oorzaken en perspectieven*. ISSN 1570-8616

De Haan, J., E. Van den Elsen and S. Visser (2021). *Evaluatie van de Bodemindicatoren voor Landbouwgronden in Nederland (BLN), versie 1.0: BLN, versie 1.1 en de schets van een ontwikkelpad naar een BLN, versie 2.0*.

de Lijster, E., J. van de Akker, A. Visser, B. Allema, A. van der Wal and W. Dijkman (2016). *Waarderen van bodemwatermaatregelen*. CLM Onderzoek en Advies. Retrieved January 2025, *from* https://www.clm.nl/uploads/nieuws-pdfs/912-CLMrapport-Waarderen_bodem-watermaatregelen.pdf

de Vos, A., B. Bruning, G. van Straten, R. Oosterbaan, J. Rozema and P. van Bodegom (2016). *Crop salt tolerance under controlled field conditions in The Netherlands, based on trials conducted at Salt Farm Texel*. https://edepot.wur.nl/409817

Ehsan, M. N., M. Riza, M. N. Pervez, C.-W. Li, A. A. Zorpas and V. Naddeo (2024). *PFAS contamination in soil and sediment: Contribution of sources and environmental impacts on soil biota*. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering 9: 100643. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100643

Eijkelkamp (2022). *Eijkelkamp penetrologger user manual*. Retrieved January 2025, *from* https://www.royaleijkelkamp.com/media/nrwjyah3/m-0615sae-penetrologger.pdf

Etikala, B., N. Adimalla, S. Madhav, S. G. Somagouni and P. Keshava Kiran Kumar (2021). *Salinity problems in groundwater and management strategies in arid and semi-arid regions*. Groundwater geochemistry: pollution and remediation methods: 42-56. https://doi.org/10.1002/9781119709732.ch3

European Commission, E. U. (2023). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law)*. Retrieved January 2025, *from* https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience_en

European Environment Agency, E. E. A. (2023) *Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil health assessments. EEA Report No. 08/2022, 181 https://www.doi.org/10.2800/956606*

Faber, J. H., M. C. Hanegraaf, A. Gillikin, C. M. J. Hendriks, P. J. Kuikman, I. Cousin, A. Bispo, G. Obiang-Ndong, D. Montagne, A. Taylor, J. Bengtsson, L. t. Damme, K. H. E. Meurer and M. Viketoft (2022). *Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values (SIREN): EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2*. https://edepot.wur.nl/582329. https://edepot.wur.nl/582329

FAO (2024). *FAO Terminology Portal*. Retrieved January 2025, *from* https://www.fao.org/faoterm/en/

Fernández, F. G. and R. G. Hoeft (2009). *Managing soil pH and crop nutrients*. Illinois Agronomy 24: 91-112.

Fine, A. K., H. M. van Es and R. R. Schindelbeck (2017). *Statistics, scoring functions, and regional analysis of a comprehensive soil health database*. Soil Science Society of America Journal 81(3): 589-601.

Grant, C., R. Loch, N. McCaffrey, S. Anstee and D. Doley (2016). *Mine rehabilitation: leading practice sustainable development program for the mining industry*. Retrieved January 2025, *from* https://www.industry.gov.au/sites/default/files/2019-04/lpsdp-mine-rehabilitation-handbook-english.pdf

Grilli, E., S. C. Carvalho, T. Chiti, E. Coppola, R. D'Ascoli, T. La Mantia, R. Marzaioli, M. Mastrocicco, F. Pulido and F. A. Rutigliano (2021). *Critical range of soil organic carbon in southern Europe lands under desertification risk*. Journal of Environmental Management 287: 112285. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112285

Hanegraaf, M., E. van den Elsen, J. de Haan and S. Visser (2019). *Bodemkwaliteitsbeoordeling van landbouwgronden in Nederland-indicatorset en systematiek, versie 1.0*. https://www.doi.org/10.18174/498307

Heinen, M., G. Bakker and J. Wosten (2020). *Water retention and door characteristics of trees and undergrounds in the Netherlands: de staringreeks*.

Heinen, M., L. Gollenbeek, G. Hilhorst and Z. v. d. Vegte (2021). *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken in klei-in-zand profielen*. https://klimap.nl/images/Proefgebieden/Factsheet%20B2.1%20Klei%20in%20Zand%20De%20Marke.pdf

Helfenstein, A., V. L. Mulder, G. B. Heuvelink and J. P. Okx (2022). *Tier 4 maps of soil pH at 25 m resolution for the Netherlands*. Geoderma 410: 115659. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115659

Huber, S., G. Prokop, D. Arrouays, G. Banko, A. Bispo, R. J. Jones, M. Kibblewhite, W. Lexer, A. Möller and R. J. Rickson (2008). *Environmental assessment of soil for monitoring: volume I, indicators & criteria*. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg 339. https://doi.org/10.2788/93515

Idowu, O., H. Van Es, G. Abawi, D. Wolfe, R. Schindelbeck, B. Moebius-Clune and B. Gugino (2009). *Use of an integrative soil health test for evaluation of soil management impacts*. Renewable Agriculture and Food Systems 24(3): 214-224.

Jaconi, A., C. Vos and A. Don (2019). *Near infrared spectroscopy as an easy and precise method to estimate soil texture*. Geoderma 337: 906-913.

Kleijer, H. (1975). *Hockeyvelden" de Ruwaard", gemeente Oss: de bodemgesteldheid en het advies voor herstel*.

Konert, M. and J. Vandenberghe (1997). *Comparison of laser grain size analysis with pipette and sieve analysis: a solution for the underestimation of the clay fraction*. Sedimentology 44(3): 523-535.

Kroes, J. and I. Supit (2011). *Impact analysis of drought, water excess and salinity on grass production in The Netherlands using historical and future climate data*. Agriculture, ecosystems & environment 144(1): 370-381.

Kruse, J., M. Abraham, W. Amelung, C. Baum, R. Bol, O. Kühn, H. Lewandowski, J. Niederberger, Y. Oelmann and C. Rüger (2015). *Innovative methods in soil phosphorus research: A review*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 178(1): 43-88.

Lehmann, J., D. A. Bossio, I. Kogel-Knabner and M. C. Rillig (2020). *The concept and future prospects of soil health*. Nat Rev Earth Environ 1(10): 544-553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Matson, A., M. Fantappiè, G. A. Campbell, J. F. Miranda-Vélez, J. H. Faber, L. C. Gomes, R. Hessel, M. Lana, S. Mocali and P. Smith (2024). *Four approaches to setting soil health targets and thresholds in agricultural soils*. Journal of Environmental Management 371: 123141. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123141

Miller, W. and D. Miller (1987). *A micro-pipette method for soil mechanical analysis*. Communications in Soil Science and Plant Analysis 18(1): 1-15.

Minasny, B., A. McBratney, D. Brough and D. Jacquier (2011). *Models relating soil pH measurements in water and calcium chloride that incorporate electrolyte concentration*. European Journal of Soil Science 62(5): 728-732.

Moebius-Clune, B. N. (2016). *Comprehensive assessment of soil health: The Cornell framework manual.* Cornell University. ISBN: 0967650763.

Musinguzi, P., P. Ebanyat, J. S. Tenywa, T. A. Basamba, M. M. Tenywa and D. N. Mubiru (2016). *Critical soil organic carbon range for optimal crop response to mineral fertiliser nitrogen on a ferralsol*. Experimental Agriculture 52(4): 635-653. https://doi.org/10.1017/S0014479715000307

Nachtergaele, L. (2016). *Geschiktheid van potentiële bodemverbeteraars in de sportveldsector*. *from* https://libstore.ugent.be/fulltxt/RUG01/002/275/107/RUG01-002275107_2016_0001_AC.pdf

Nicholson, P. G. (2014). *Soil improvement and ground modification methods.* Butterworth-Heinemann. ISBN: 0124078990.

Olson, N. C., J. S. Gulliver, J. L. Nieber and M. Kayhanian (2013). *Remediation to improve infiltration into compact soils*. Journal of Environmental Management 117: 85-95.

Ott, R. and M. Longnecker (2016). *An introduction to statistical methods and data analysis.* Cengage Learning. ISBN: 1305269470.

Phillip, J. C. (1985). *A description of urban soils and their desired characteristics*. Arboriculture & Urban Forestry (AUF) 11(11): 330-339.

Pires, L. F., J. A. Borges, J. A. Rosa, M. Cooper, R. J. Heck, S. Passoni and W. L. Roque (2017). *Soil structure changes induced by tillage systems*. Soil and Tillage research 165: 66-79.

Pribyl, D. W. (2010). *A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor*. Geoderma 156(3-4): 75-83.

Remmelink, G., J. van Middelkoop, W. Ouweltjes and H. Wemmenhove (2020). *Handboek melkveehouderij 2020/21*. https://doi.org/10.18174/529557

Rijksdienst voor Ondernemend, R. V. O. (2025). *Mest gebruiken en uitrijden*. Retrieved January 2025, *from* https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden

Ritzema, H., G. Heuvelink, M. Heinen, P. Bogaart, F. van der Bolt, M. Hack-ten Broeke, T. Hoogland, M. Knotters, H. Massop and H. Vroon (2012). *Meten en interpreteren van grondwaterstanden: analyse van methodieken en nauwkeurigheid*. https://edepot.wur.nl/215081

Römkens, P. F. A. M. and R. P. J. J. Rietra (2011). *Lood in bodem en gewas in volkstuincomplexen in Leiden: locatie-specifiek onderzoek naar risico's van bodemverontreiniging*.

Schjønning, P., R. McBride, T. Keller and P. B. Obour (2017). *Predicting soil particle density from clay and soil organic matter contents*. Geoderma 286: 83-87.

Scullion, J., A. Mohammed and H. Richardson (1988). *Effect of storage and reinstatement procedures on earthworm populations in soils affected by opencast coal mining*. Journal of applied ecology: 233-240.

Shepherd, T. G. (2000). *Visual Soil Assessment: Volume 1: Field Guide for Cropping and Pastoral Grazing on Flat to Rolling Country.* Landcare Research. ISBN: 1877221929.

Sloan, J. J., P. A. Ampim, N. T. Basta and R. Scott (2012). *Addressing the need for soil blends and amendments for the highly modified urban landscape*. Soil Science Society of America Journal 76(4): 1133-1141.

SoilCare (2021). *SoilCare Project Glossary*. Retrieved January 2025, *from* https://soilcare-project.eu/resources/glossary

Song, J., J. Song, R. Zhang, C. Che, Y. Yuan, W. Tan, B. Xi, K. Hui and J. Zhang (2024). *Study on interaction, feedback, and response between perfluorinated compounds and soil environments*. Emerging Contaminants: 100428.

Steinwidder, L. (2021). *Redmediation of Agricultural Subsoil Compaction; Ripping, Burrowing Crops vs. Mechanical Deep.* Ghent University.

Stolte, J. and G. Veerman (1997). *Manual of soil physical measurements*. Technical document 37.

Tijskens, G., G. Gommers, D. Lieven en P.J. Frank. (2014). *Handboek Ecologisch Tuinieren.* ISBN: 9789081612890.

Toth, G., A. JONES, L. MONTANARELLA, C. ALEWELL, C. BALLABIO, F. CARRE, B. D. DE, R. A. GUICHARNAUD, C. GARDI and T. HERMANN (2013). *LUCAS Topoil Survey-methodology, data and results.* ISBN: 9279325426.

Van Breemen, N., J. Mulder and C. Driscoll (1983). *Acidification and alkalinization of soils*. Plant and Soil 75: 283-308.

van Delft, B., J. Cruijsen, T. Harkema, M. Knotters and P. Dijk (2024). *pH-profielen als indicator voor zuurbuffering in de bodem*. (Rapport / Wageningen Environmental Research; No. 3336). Wageningen Environmental Research. https://www.doi.org/10.18174/640483

van den Burg, S., A. O. Deolu-Ajayi, R. Nauta, W. R. Cervi, A. van der Werf, M. Poelman, G.-J. Wilbers, J. Snethlage, M. van Alphen and I. M. van der Meer (2024). *Knowledge gaps on how to adapt crop production under changing saline circumstances in the Netherlands*. Science of the Total Environment: 170118.

van den Elsen, E., R. Anton-Sobejano, I. Cousin, L. Fuchs, J. de Haan, K. Teuling, A. Klimkowicz-Pawlas, J. Niedźwiecki, S. Pindral and D. Montagne (2024). *A framework to assess soil threats, soil functions and soil-based ecosystem services*. https://doi.org/10.5281/zenodo.14056696

van den Elsen, E., M. Knotters, M. Heinen, P. Römkens, J. Bloem and G. Korthals (2019). *Noodzakelijke indicatoren voor de beoordeling van de gezondheid van Nederlandse landbouwbodems: Selectie van fysische, chemische en biologische indicatoren voor het meten van de bodemgezondheid*.

van den Elsen, E., P. Römkens, S. Verzandvoort, G. Korthals, D. Leenders-van Tol and J. Bloem (2021). *Bodemkwaliteitsindicatoren voor stadslandbouw en stedelijk groen: wetenschappelijke basis en praktijktoepassing*.

van den Elsen, E., D. van Tol-Leenders, K. Teuling, P. Römkens, J. de Haan, G. Korthals and A. Reijneveld (2020). *De staat van de Nederlandse landbouwbodems in 2018: Op basis van beschikbare landsdekkende dataset (CC-NL) en bodem-indicatorenlijst (BLN)*.

Vazquez, C., R. G. de Goede, M. Rutgers, T. J. de Koeijer and R. E. Creamer (2021). *Assessing multifunctionality of agricultural soils: Reducing the biodiversity trade-off*. European Journal of Soil Science 72(4): 1624-1639.

Veerman, C., T. P. Correia, C. Bastioli, B. Biro, J. Bouma, E. Cienciala, B. Emmett, E. A. Frison, A. Grand and L. H. Filchev (2020). *Caring for soil is caring for life: ensure 75% of soils are healthy by 2030 for healthy food, people, nature and climate: interim report of the mission board for soil health and food: study*. Publications Office. https://data.europa.eu/doi/10.2777/821504

Verstraten, J., J. van Middelkoop, A. Philipsen, C. van Dongen, D. Bussink, A. van der Bas, G. Velthof, J. de Haan, W. van Dijk and K. Brolsma (2023). *Bemestingsadvies Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen: Versie 2023*. https://edepot.wur.nl/413891

Verzandvoort, S., D. e. van Tol-Leenders, P. Römkens, G. Mol and E. van den Elsen (2020). *Bodeminformatiebehoefte voor de Metropoolregio Amsterdam: Bodeminformatie voor vraagstukken in en om de stad*. https://edepot.wur.nl/513443

Vlaar, T., L. Veerman, S. Rouing, J. Souwer and A. Mayer (2023). *Raamwerkdefinitie gezonde bodem Amsterdam*.

Whitefield, P. (2004). *The Earth care manual: a permaculture handbook for Britain & other temperate climates.* Permanent publications*.* ISBN: 185623021X.

Whittinghill, L. J. and D. B. Rowe (2011). *Salt tolerance of common green roof and green wall plants*. Urban Ecosystems 14: 783-794.

Wijk, A. L. M. v. (2008). *Natuurgrasvelden: de toplaag nader bekeken*. Fieldmanager: vakblad voor sportveldbeheer 4(1): 45 - 51. https://edepot.wur.nl/191

Yang, Y., C. Campbell, L. Clark, C. Cameron and E. Paterson (2006). *Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils*. Chemosphere 63(11): 1942-1952.

Yvan, C., S. Stéphane, C. Stéphane, B. Pierre, R. Guy and B. Hubert (2012). *Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems*. Soil Biology and Biochemistry 55: 93-103.

Zhang, H. and J. Wang (2014). *Loss on ignition method.* Soil test methods from the southeastern United States, Southern Cooperative Series Bulletin No. 419**:** 155-157.

Zwart, K., A. Wolfs, A. Kikkert, A. Termorshuizen and G. van der Burgt (2013). *Tien vragen en antwoorden over organische stof - onderdeel van het project sturen van de N-mineralisatie met kennis over organische stof.* https://kennisakker.nl/archief-publicaties/tien-vragen-en-antwoorden-over-organische-stof4091

Bronvermelding van figuren

Figuur	Bron
8	This work has been released into the public domain by its author, Soil Physics at English Wikipedia. This applies worldwide. In some countries this may not be legally possible; if so: Soil Physics grants anyone the right to use this work for any purpose, without any conditions, unless such conditions are required by law.
9	Copyright METER USA. Courtesy of METER GROUP EUROPE Mettlacher Straße 8, 81379 München, T: +49 89 1266520; info.europe@metergroup.com

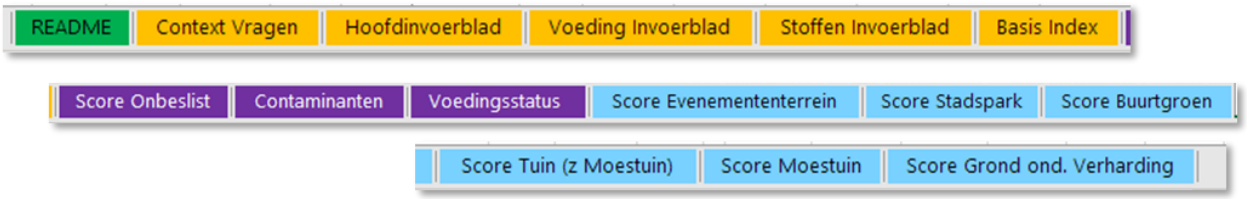
Bijlage A Interactief-BGI Gebruikershandleiding

Inleiding

Deze gebruikershandleiding beschrijft het invullen van de Excel-werkblad 'Interactief-BGI v1.0.xlsx' (in het kort het **werkblad** genoemd). Het begint met de contextvragen (die moeten worden beantwoord bij het voorbereiden van een bodembeoordeling), bevat een hulpmiddel voor kostenschatting en ondersteunt vervolgens de gegevensanalyse van meerdere indicatormetingen, door middel van het scoresysteem (hoofdstuk 5).

Het is voor deze handleiding niet relevant voor welk bodemgebruik de veldmetingen zijn uitgevoerd, of welke indicatoren exact zijn gemeten.

Het werkblad bevat een aantal tabbladen; deze tabbladen dienen van links naar rechts te worden doorgewerkt/ingevuld. Deze volgorde wordt in dit document beschreven.



Figuur A 1 *Korte beschrijving van de indeling van het werkblad (Interactief-BGI).*

In Figuur A 1 is een afbeelding te zien van de afzonderlijke tabbladen waaruit het werkblad is opgebouwd, de drie stroken hierboven vormen gezamenlijk de verzameling tabbladen. Naar de titels van de afzonderlijke tabbladen wordt in de tekst van deze handleiding verwezen.

'Readme'-tabblad
Dit tabblad bevat versie-informatie en eenvoudige richtlijnen voor het gebruik van het werkblad.

De oranje tabbladen

Dit zijn de tabbladen waar een gebruiker informatie invult. Tabbladen met andere kleuren geven alleen informatie – er hoeft niets te worden ingevuld in een tabblad dat niet oranje is.

Tabblad Contextvragen
In dit tabblad wordt een aantal vragen gesteld die, na beantwoording, een lijst met te meten indicatoren opleveren. Begin hier altijd voordat je veldwerk gaat doen. Als de indicatoren eenmaal zijn geselecteerd, kan contact worden opgenomen met het betreffende laboratorium over de kosten, het benodigde volume grond per analyse, eventuele speciale overwegingen met betrekking tot bodembehandeling of etikettering etc. Merk op dat de indicatorenlijst slechts een aanbeveling is – indicatoren kunnen worden toegevoegd of verwijderd op basis van de specifieke interesses of aandachtspunten van een gebruiker.

Tabblad Kostenschatting
Het gebruik van dit tabblad is niet verplicht binnen het scoresysteem; het is slechts een hulpmiddel om de totale kosten van een bodemgezondheidsbeoordeling te schatten, gebaseerd op aanbevolen indicatoren,

herhalingsaantallen en homogene zones. Dit kan worden ingevuld na overleg met het laboratorium (de laboratoria) dat (die) de metingen zal (zullen) uitvoeren.

Merk op dat voor demonstratiedoeleinden een standaardprijs wordt toegewezen aan alle testen in het Excelsheet, maar het is noodzakelijk om correcte informatie over de kosten van verschillende laboratoriumtesten in te voeren om het blad te kunnen gebruiken. Door het bundelen van meerdere analyses kunnen kosten van labtesten aanzienlijk variëren. Het is mogelijk om labtesten als bundels of afzonderlijk in te voeren (zie ook de voetnoten in het Exceldocument).

Hoofd-invoerblad
Dit blad is waar een gebruiker moet beginnen na het verkrijgen van veld- of labgegevens voor een bodemgezondheidsbeoordeling.

Aan de linkerkant staat een lijst van de indicatoren en hun eenheden. Wanneer je dit blad invult, moet je er zeker van zijn dat het getal dat je van het lab hebt gekregen in de eenheden staat die op het Excelwerkblad zijn gespecificeerd (kolom F). De eenheden van dit blad kunnen niet worden gewijzigd, dus als dit niet de eenheden zijn die door het lab zijn verstrekt, moet de gebruiker de conversie zelf doen.

Vul alleen groene vakjes in. Voedingsstoffen en contaminanten zijn zwart gemarkeerd, omdat deze in aparte tabbladen zijn ingevuld (zie de volgende twee paragrafen).

Voeding-invoerblad
Op dit blad vult de gebruiker informatie in over de nutriënten N, P of K. Het is mogelijk dat het laboratorium aanvullende nutriënten heeft geleverd die interessant kunnen zijn, maar deze maken geen deel uit van het scoresysteem.

Merk op dat er voor elke voedingsstof meer dan één type informatie is om in te vullen: toegevoegde hoeveelheid, bodemvoorraad en/of bodembeschikbaarheid. Vul zo veel mogelijk informatie in – de nauwkeurigheid van de score zal veel beter zijn als alle informatie wordt verstrekt.

Als de hoeveelheid N of P toegevoegd aan de bodem op de beoordelingslocatie onbekend is, is het mogelijk om gewoon een vraagteken in te vullen. Als echter bekend is hoeveel organische stof er ongeveer is toegevoegd, kunnen de N en P in organische stof worden berekend met de vuistregel (zie hoofdstuk 6 – *Organische stof*).

Stoffen-invoerblad
Op dit blad vult een gebruiker informatie in over contaminanten met zware metalen. Alleen de metalen die zijn gemeten, moeten worden ingevuld. Andere metalen kunnen blanco worden gelaten en worden niet meegenomen in de berekening.

Ook als slechts een deelverzameling van de herhalingen is gemeten op verontreinigingen, vul dan alleen die herhalingen in en laat de rest leeg. Scores worden gebaseerd op het gemiddelde van de herhalingen die zijn gemeten (zie voor meer informatie het gedeelte over hoe de waarden precies worden berekend de blauwe tabbladen).

Basisindex
Dit is een opzichzelfstaand tabblad waarvoor instructies zijn gegeven in de veldgids voor de basisindex (*zie Bijlage C*). Alle gegevensinvoer en de toekenning van scores gebeuren samen in dit blad, dus voor gebruikers van de basisindex is het niet nodig om de andere tabbladen in het Excelwerkblad te gebruiken.

In dit blad kunnen gegevens worden ingevoerd in de cellen met een donkergroene kleur. Als er geen indicatorgegevens worden ingevuld, wordt die indicator niet gebruikt bij de scoreberekening. De score wordt simpelweg berekend als het gemiddelde van de indicatoren die zijn gemeten (in de kolommen O en P op regels 13-16).

Merk op dat textuur en bodemgebruik moeten worden ingevuld om de scoring te laten werken. Het blad vraagt de gebruiker om deze in te vullen als ze ontbreken.

De paarse tabbladen

Dit zijn de tabbladen met gegevens en scores voor alle vormen van bodemgebruik in één tabblad.

Score onbeslist
Dit blad toont de gemiddelde locatiescore, gebaseerd op de ingevoerde gegevens, zoals die zou zijn voor elk bodemgebruik. Dit tabblad kan worden gebruikt uit interesse (bijv. hoe zou deze bodem scoren bij een ander bodemgebruik dan nu het geval is) of om te helpen bij het kiezen van een bodemgebruik als het toekomstige bodemgebruik nog niet vaststaat (*zie* Figuur 2-1; Figuur 2).

Contaminanten
Op dit blad kan de gebruiker de details zien van hoe de contaminantenstatus van de bodem werd gescoord. De gemiddelde score wordt getoond in het algemene scoreblad voor elke bodemgebruik (de blauwe tabbladen), maar hier worden de details van elke replica en elk type contaminant getoond voor de bodemgebruiken *groen evenemententerrein*, *stadspark*, *buurtgroen* en *tuin zonder moestuin* (eerste lijst), en *moestuin/volkstuin* (tweede lijst). Voor de bodemgebruik *onder verharding* wordt contaminanten niet van belang geacht en niet gescoord in de BGI.

Voedingsstatus
Op dit blad kan de gebruiker de details zien van hoe de voedingsstatus van de bodem werd gescoord. De gemiddelde score wordt getoond in het algemene scoreblad voor elke bodemgebruik (de blauwe tabbladen), maar hier worden de details van elke replica getoond voor de bodemgebruiken: *stadspark* en *buurtgroen* (eerste lijst) en *tuin zonder moestuin* en *moestuin/volkstuin* (tweede lijst). Voor de overige bodemgebruiken (*evenemententerreinen* en *bodems onder verharding*) wordt bodemvruchtbaarheid niet van belang geacht en niet gescoord in de BGI.

Een extra stukje informatie op dit blad is het verschil tussen aanwezige voedingsstoffen en toegevoegde voedingsstoffen (kolom BV-BX). Dit benadrukt nogmaals hoe belangrijk het is om te begrijpen wat de effecten van bodemtoevoegingen kunnen zijn (zie ook de achtergrondinformatie in *hoofdstuk 6 – par. 6.1.1*).

De blauwe tabbladen

De blauwe tabbladen zijn de tabbladen die de scores voor één specifiek type bodemgebruik weergeven.

Omdat alle blauwe tabbladen op dezelfde manier zijn ingesteld, worden ze hier allemaal samen beschreven in plaats van afzonderlijk. Alle relevante gegevens die een gebruiker in de oranje tabbladen heeft ingevoerd, worden automatisch opnieuw geproduceerd in de blauwe tabbladen. Merk op dat de gegevens naar alle tabbladen worden overgebracht – niet alleen naar het tabblad dat overeenkomt met het bodemgebruik dat van belang is. De gebruiker moet er dus zeker van zijn dat het juiste blad gebruikt wordt voor de interpretatie van de bodemgezondheid voor het beschouwde bodemgebruik. Elk tabblad heeft de naam van een van de bodemgebruiken.

Net als bij het invulblad staan de indicatoren aan de linkerkant van het blad, samen met de relevante eenheden. In tegenstelling tot het invulblad, toont het scoretabblad (blauwe tabblad) ook de streefwaarden, drempelwaarden en referentiebereiken voor de indicatoren en het bodemgebruik (kolommen G en H). Met behulp van deze criteria, krijgen de meetwaarden (d.w.z. de gegevens die verkregen zijn uit directe

veldmetingen of uit laboratoriumanalyses of -bepalingen aan bodemmonsters) een score[12] toegekend. In het algemeen: meetwaarden die voldoen aan of in de buurt komen van de gegeven criteria krijgen een score dichter bij 1, terwijl meetwaarden die ver van de gegeven criteria afliggen een score dichter bij 0 krijgen.

Vanaf kolom Y worden de meetgegevens en de bijbehorende score voor elke monsterreplica van een indicatorbepaling getoond. Er is ruimte voor maximaal tien herhalingen. Voor nutriënten en contaminanten wordt alleen de indicatorscore (d.w.z. de gemiddelde score voor nutriënten of de gemiddelde score voor contaminanten) weergegeven op dit blad – niet de meetgegevens of individuele scores. Om de details te zien waar de gemiddelde score vandaan komt, zie de specifieke informatie in het corresponderende paarse tabblad.

Onderaan elke kolom staan de score-gemiddelden. Hier wordt de gemiddelde fysische, chemische en biologische bodemgezondheidsscore voor elke monsterreplica weergegeven. Het doel van de score-gemiddelden van de monsters is om snel te zien of de bodemgezondheid significant varieert over de site (d.w.z. of de score-gemiddelden erg verschillen tussen monsters). Als dit het geval is, wordt de gebruiker naar de standaardafwijking van elke indicatorscore geleid (zie volgende paragraaf), die kan aangeven welke indicator(en) die variatie veroorzaakt (veroorzaken).

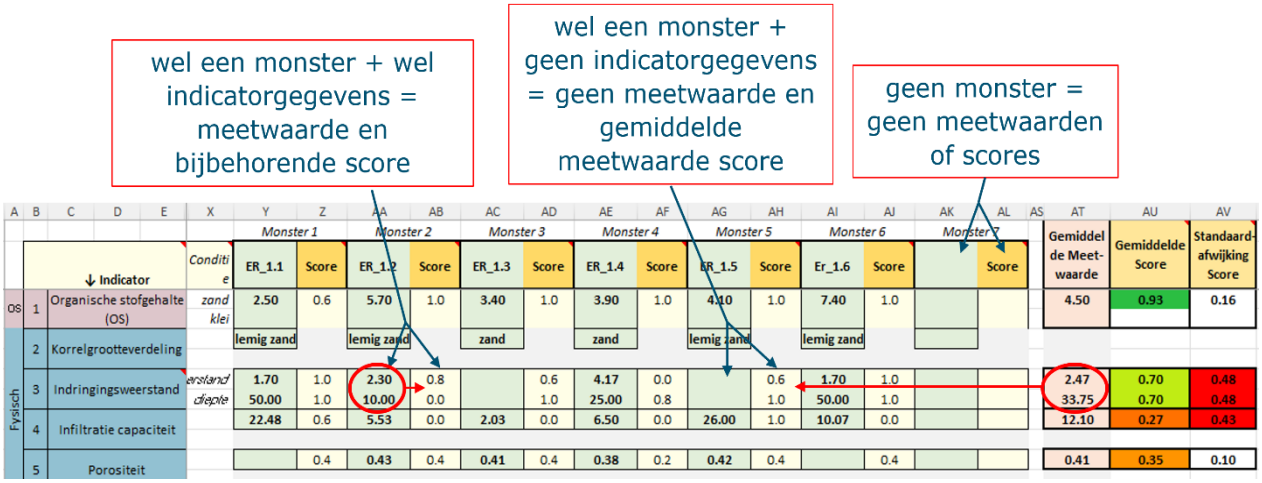
Rechts op het blad staan de indicatorgemiddelden, zowel meetwaardegemiddelden als scoregemiddelden. Kolom AT toont het gemiddelde van de replicagegevens, kolom AU toont het gemiddelde van de replicascores en kolom AV toont de standaardafwijking van de replicascores. Deze gegevens geven een snelle indruk van de algemene gezondheid van de locatie voor die indicator. De werkelijke meetwaarden worden gegeven zodat de gebruiker de gegevens kan zien in de context van de streef-/drempelwaarden voor die indicator (kolommen G en H). Gemiddelde scores tonen de gemiddelde gezondheid; als deze slecht is (oranje/rood), geeft dit aan dat deze indicator mogelijk interventie behoeft op locatieniveau. Als de standaardafwijking slecht is (oranje/rood), geeft dit aan dat de indicator erg varieert over de locatie (zie ook de vorige paragraaf). Vaak is de gemiddelde score van de indicator zelf niet laag, afhankelijk van hoeveel herhalingen 'slecht' waren, dus is het belangrijk om, als de standaardafwijking laag scoort, terug te kijken naar de herhalingen en het specifieke gebied te vinden waar die indicator slecht scoorde. Dit kan bijvoorbeeld een gebied met verdichte bodem zijn, door veel verkeer in een park waar de bodemgezondheid buiten die zone goed is.

Hoe de waarden precies worden berekend

Het is belangrijk om voor de blauwe tabbladen te weten hoe de gemiddelden worden berekend. Als er herhalingsmonsters zijn waarop voor sommige indicatoren geen lab- of veldmetingen werden uitgevoerd maar andere herhalingsmonsters waarop die wel werden uitgevoerd, dan zal het rekenblad de score voor het ongemeten herhalingsmonster "opvullen" door de gemiddelde meetwaarde te scoren. Dit is snel te zien op het tabblad, omdat een "opgevulde" score geen bijbehorende meetwaarde heeft.

[12] Er zijn vijf vormen van scorefuncties (weergegeven in kolom I - 'Score model'): (I) meer is beter (↑ MIB); onder de drempelwaarde [kolom G] is de score nul, de score stijgt als de indicatorwaarden (meetwaarden) stijgen en blijft op 1 voor gegevens die de streefwaarde overschrijden [kolom H].

- (II) minder is beter (↓ MIB); boven de drempelwaarde [kolom H] is de score nul, de score stijgt als de indicatorwaarden (meetwaarden) dalen en blijft op 1 voor meetwaarden die lager zijn dan de streefwaarde [kolom G]
- (III) optimum (Opt.); de score is 1 binnen een bepaald optimaal bereik [kolommen G en H], en de scores dalen als de meetwaarden zich buiten (hoger of lager) dit optimale bereik bevinden
- (IV) drempelwaarde meer is beter (Drpl ↑); de indicator heeft geen gespecificeerd streefwaarde, maar er is een kritische drempelwaarde [kolom G] gedefinieerd en als de meetwaarden afnemen en die drempelwaarde naderen, verandert de score snel van 1 naar 0
- (V) drempelwaarde minder is beter (Drpl ↓); er is een kritische bovendrempelwaarde [kolom G] gedefinieerd en als de meetwaarden stijgen en die drempelwaarde naderen, verandert de score snel van 1 tot 0



Figuur A 2 *Hoe de blauwe tabbladen worden berekend in het werkblad (Interactief-BGI).*

Bijvoorbeeld, zoals te zien is in Figuur A 2, als er zes herhalingsmonsters zijn genomen in een homogene zone en een gebruiker heeft ze allemaal laten testen op organische stof en infiltratie maar slechts vier ervan zijn getest op indringingsweerstand, dan is de indringingsweerstandscore voor de twee monsters waarvoor geen meting is gedaan, het score van de gemiddelde meetwaarde van de vier monsters waarvoor wél een meting is gedaan.

Merk op dat de gemiddelden en standaardafwijkingen van de indicatorscores (kolommen AT, AU en AV) alléén betrekking hebben op monsters waar daadwerkelijk lab- of veldmetingen hebben plaatsgevonden. De "ingevulde" scores worden niet gebruikt voor deze berekeningen. De ingevulde scores worden wel gebruikt voor de gemiddelde scores voor elk herhalingsmonster (rijen 36-39), omdat die scores anders niet vergelijkbaar zouden zijn tussen de verschillende herhalingsmonsters (d.w.z. ze kunnen gebaseerd zijn op een verschillend aantal/type indicatoren).

Bijlage B Veldgids: professionele BGI

Deze veldgids beschrijft negen stappen voor het uitvoeren van veldonderzoeken (Figuur 2-8; Figuur 2) met als doel om de professionele variant van de bodemgezondheidsindex (BGI) van een locatie te bepalen. Hieronder is ook een invulformulier voor veldopnamen dat in het veld gebruikt kan worden.

Algemene protocollen voor het nemen van monsters (bijv. het gebruik van een grondboor, het nemen van ringmonsters van 100 cc, het gebruik van infiltratie-/indringingsweerstandapparatuur) worden niet in detail beschreven, omdat wordt aangenomen dat gebruikers van de professionele index bekend zijn met bodems en bodembemonstering. Deze informatie is te vinden in online protocollen.

Visuele inspectie

1. Bekijk de hele locatie en beoordeel of het oorspronkelijke veldplan (*zie hoofdstuk 4*) geschikt is. Controleer bijvoorbeeld de vooraf bepaalde homogene zones en/of bemonsteringslocaties en pas deze indien nodig aan.

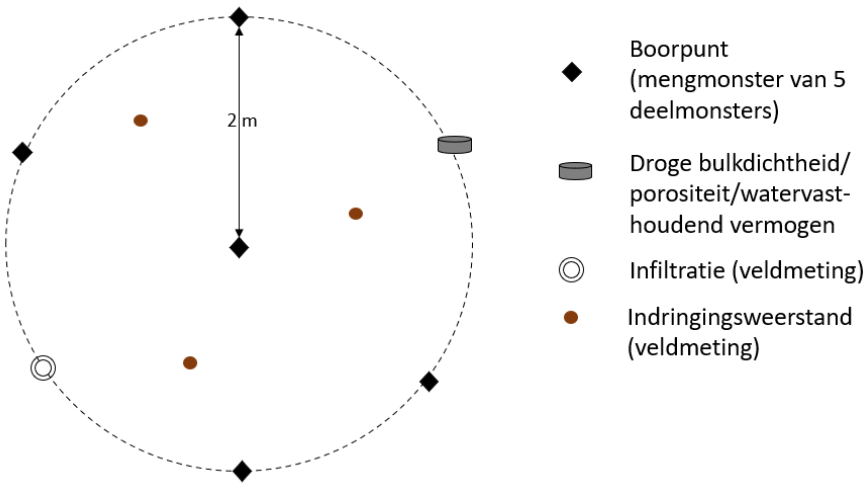
   Denk aan de volgende tips voor het kiezen van de locaties van de monsters:
   - Verspreid de monsters, zowel in de ruimte binnen homogene zones als tussen de sub-zones.
   - Neem geen monsters te dicht bij de grenzen van de zone.
   - Kies locaties die de variatie binnen de homogene zone weergeven.
   - Noteer op welke plekken de verschillende metingen zijn gedaan tijdens het veldwerk. Geef elk meetpunt (elke monsterlocatie) een uniek nummer (neem gps-coördinaten of maak een schets van de locatie, met de locatie van elk bemonsteringspunt). Het maken van foto’s op elke plek is ook erg handig.

2. Voer op elke bemonsteringslocatie een visuele inspectie uit van het bodemprofiel met één grondboring, minimaal tot 50 cm diepte en – sterk aanbevolen – tot 1 m diepte. Voor deze stap wordt ervan uitgegaan dat de gebruiker vertrouwd is met het uitvoeren van visuele inspecties (gebruik in dit geval NEN-5104, NEN-6693 of ARVO).

   Indien dit niet het geval is, wordt aanbevolen om een visuele inspectie te doen op basis van het invulformulier (*zie de laatste pagina van Bijlage B*). Neem hiervoor een grondboor en boor elke keer 10 cm op (1 volle boorkop) en leg de kluiten naast elkaar uit op de grond. Kijk daarna of er verschillende clusters (of groepen) gemaakt kunnen worden met de bodemkluiten op basis van kleur, textuur (zand/klei/veen) en puin of bakstenen. Vul de diepte van deze clusters (bijv. 10-30 cm) en de bijbehorende eigenschappen (kleur, textuur en puin) in op het invulformulier (zie de laatste pagina van Bijlage B).

3. De visuele inspectie kan al een antwoord geven op de vragen die aanleiding waren voor de bodemgezondheidsbeoordeling. Als dat zo is, kan de beoordeling op dit punt worden beëindigd (zie ook Figuur B 2).
   Ervan uitgaande dat de beoordeling wordt voortgezet, ga verder met Stap 4.

Monstername van mengmonsters



Figuur B 1 *Schematisch overzicht van de monstername per monsterlocatie voor bepaling van de BGI.*

4. Om mengmonsters te nemen (voor chemische en biologische laboratoriumtests): verwijder op elk bemonsteringspunt begroeiing en puin en neem vervolgens met een guts (of grondboor, maar in dat geval zal het monster erg groot zijn) monsters vanaf het bodemoppervlak tot een diepte van 30 cm (neem een apart monster van 30-50 cm als dat in stap 5 als noodzakelijk is aangemerkt). Zoals getoond in Figuur B 1, neem voor elke bemonsteringsplaats vijf deelmonsters (in vijf boringen); dit omvat één centraal deelmonster en vier in een cirkel op ongeveer 2 m van de centrale plaats. Combineer deze monsters in een zak tot één mengmonster, en sluit de zak af om verdamping van vocht tegen te gaan.

   Het totale mengmonster moet een massa van 600 g tot 1 kg zijn, of een minimaal volume aan grond (*stem de hoeveelheid te leveren bodemmateriaal van tevoren af met het lab*). Als het monster veel groter is en je hiervan een deelmonster wilt nemen, zorg er dan voor dat het monster goed gemengd is voordat je het deelmonster neemt. Om contaminatie tussen monsters te voorkomen, gebruik je stevige monsterzakken en meng je het monster in de zak in plaats van een gedeelde container (zoals een emmer) te gebruiken.

   Gebruik het volgende naamgevingssysteem voor monsters (HZ= homogene zone):
   Datum_Site_Naam_HZ#.Locatie#_Diepte (*zie het voorbeeld in het invulformulier op de laatste pagina van Bijlage B*)

5. Als er tijdens de visuele inspectie vreemd puin (bijv. bouwmaterialen, afval etc.) of ongewone kleurveranderingen worden waargenomen in de bovenste 50 cm, neem dan mengmonsters van 30-50 cm in aanvulling op de mengmonsters van de bovenste 30 cm. Neem indien mogelijk geen puin op in het monster zelf (dus vermijd grote stukken).

6. Bewaar de monsters bij 4-5°C tijdens het veldonderzoek en het vervoer. Bewaar de monsters daarna *zo kort mogelijk* in een koelruimte (4-5°C) totdat ze naar een lab worden gestuurd. Hoewel een correcte behandeling van monsters belangrijk is voor alle bodemmonsters, *vooral voor biologische indicatoren*, zorg ervoor dat de monsters correct worden opgeslagen en verzonden.

Monstername van niet gemengde monsters

7. Volg voor de meting van de indringingsweerstand de instructies voor je instrument. Doe drie prikken (indringingsweerstandsmetingen) met de penetrometer op elke bemonsteringslocatie zoals aangegeven met rode punten in Figuur B 1.

8. Volg voor de meting van de infiltratiecapaciteit de instructies voor je apparatuur. Bij gebruik van een dubbele ring-infiltrometer wordt geen extra voorbereiding van de locatie aanbevolen. Als je een

infiltrometer gebruikt die goed contact met de grond vereist, maai dan lang gras en schraap voorzichtig restanten weg om een vlakke ondergrond te krijgen. **Verstoor de wortels niet door vegetatie uit te trekken.** Noteer de waarnemingen in op het invulformulier (*zie de laatste pagina van Bijlage B*).

9. Porositeit, bulkdichtheid en watervasthoudend vermogen kunnen alle drie worden bepaald met hetzelfde monster van ongeroerde grond in de ring die gebruikt wordt voor het bepalen van de bulkdichtheid (*controleer dit van tevoren met het lab*). Steek het monster in de ring vanaf 10 cm onder maaiveld (d.w.z. naar beneden vanaf 10 cm, zodat de monsterdiepte 10-15 cm is). Het nemen van monsters met een ring van 100 cc is een standaardmethode; protocollen hiervoor zijn online te vinden (bijv. https://www.royaleijkelkamp.com/media/uqyphhr2/m-07n-monsterringsteeksets.pdf).

   Gebruik het volgende naamgevingssysteem voor bodemmonsters (en een vergelijkbaar systeem voor de penetrometer):
   Datum_Site_Naam_HZ#.Locatie#_Diepte *(zie het voorbeeld in het invulformulier op de laatste pagina van Bijlage B)*

   Bulkdichtheid: monsters kunnen uit de 100 cc-ring worden gehaald en in aparte (verzegelde) zakken worden bewaard – het is het beste om deze zakken vooraf te wegen om de nauwkeurigste metingen van de massa grond te krijgen.

   Porositeit: als meting van de porositeit nodig is voor de toepassing van de BGI, kan een deel (of het geheel) van de ringmonsters intact (d.w.z. nog in de ringen) naar het lab worden gestuurd om de porositeit te meten. Porositeit van monsters die niet in ringen zitten (d.w.z. in aparte, verzegelde zakken, zoals beschreven voor bulkdichtheid) kan worden geschat op basis van een aangenomen partikeldichtheid (zie hoofdstuk 6 – *par. 6.2.4 Porositeit*).

   Watervasthoudend vermogen: deze monsters moeten intact (nog in de ringen) naar het lab worden gestuurd. Als er veel bemonsteringslocaties zijn en niet genoeg ringen, kies dan een paar locaties (ten minste drie per HZ) voor het watervasthoudend vermogen. Kies locaties die de variatie op de HZ representeren, of die zich specifiek bevinden in gebieden die het interessantst zijn voor het doel van de beoordeling.

10. Als aantallen regenwormen een van de biologische indicatoren is, kunnen ze worden geteld in het veld of in het lab. Wormen worden in het veld levend verzameld door op drie tot zes plekken een bodemplag te steken van 20*20*20 cm. Deze bodemplaggen kunnen ter plekke handmatig uitgeplozen worden om de wormen te verzamelen/tellen, of de plaggen kunnen worden meegenomen voor verdere verwerking.

    Na het verwijderen van de bodemplag, giet max 2.5 L water op de bodem van het gat. Doe dit in delen en wacht steeds 10 minuten tot de wormen omhoogkomen om daarna weer te gieten. Komen er in die 10 minuten geen wormen omhoog, stop dan met verzamelen. Maximaal bemonsteringsduur = 30 min.

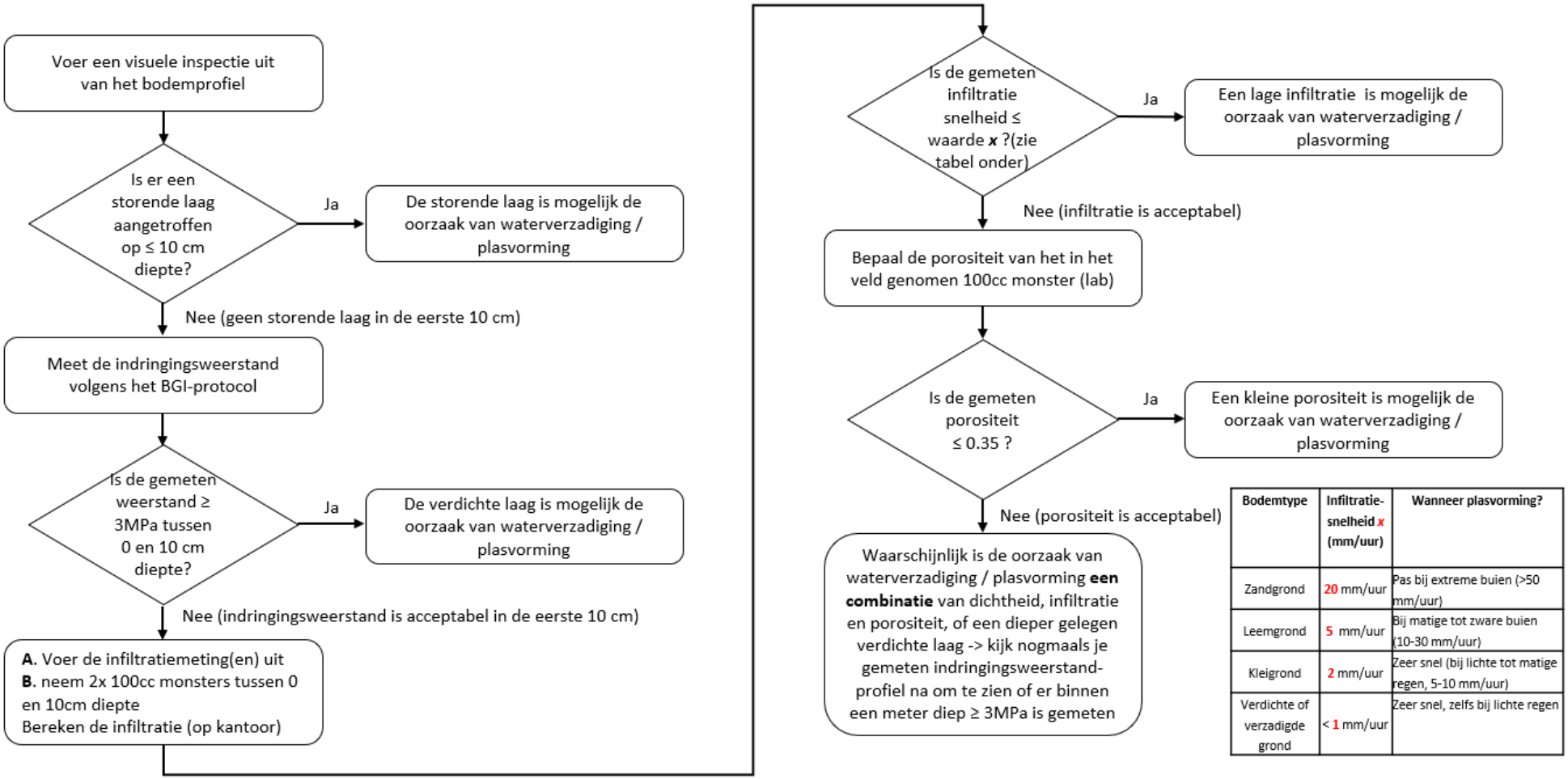
    Verzamel alle wormen die gedurende 30 minuten naar boven komen in een bakje met vochtig tissue papier. Koel bewaren (2-4°C). De wormenmonsters moeten binnen enkele dagen gedetermineerd en geteld (en gewogen) worden. Als ze worden naar een lab gebracht, bespreek dan van tevoren met het lab hoe de plaggen/monsters moet worden behandeld.

Wanneer meten van indringingsweerstand, infiltratiecapaciteit en/of porositeit bij plasvorming in het veld?

Bij vraag 4 in de contextvragen van hoofdstuk 3 (par. 3.1) wordt geadviseerd om naast indringingsweerstand ook infiltratiecapaciteit en/of porositeit te meten, om erachter te komen wat de oorzaak is van waterverzadiging en/of plasvorming. Zowel het meten van infiltratiecapaciteit als porositeit is arbeidsintensief en brengt kosten met zich mee. Het kan namelijk zijn dat waterverzadiging en/of plasvorming ter plekke andere oorzaken heeft. Om te kunnen beoordelen wat er precies nodig is, volg de onderstaande flowchart (Figuur B 2).

Er wordt in de flowchart uitgegaan dat (eerst!) een visuele inspectie van het bodemprofiel ter plekke, door middel van boring met een grondboor, heeft plaatsgevonden en informatie van de profielopbouw ter plekke aanwezig is. Het moet ook minimaal 24 uur geleden zijn dat het heeft geregend, omdat anders verkeerde conclusies kunnen worden getrokken; het regenwater moet de gelegenheid hebben gehad om in de grond te trekken (normaliter is hiervoor 24 uur voldoende, maar natuurlijk op bijv. zware klei zou dat langer duren).

In de flowchart komt de term *storende laag* voor. Hiermee wordt een laag bedoeld die als storend voor verticale waterstroming kan worden gezien. Dit kan bijvoorbeeld een kleilaag zijn, of een laag humus of ander fijn, organisch materiaal, dat zich op de bodem van een plas of depressie in het landschap verzamelt en ervoor zorgt dat water niet kan doorstromen naar de diepere ondergrond. Merk op dat dit in stedelijke bodems ook kunstmatig materiaal kan zijn (bijvoorbeeld een stuk asfalt, een betonnen plaat of samengeperst puin).



Bodemtype	Infiltratie-snelheid *x* (mm/uur)	Wanneer plasvorming?
Zandgrond	20 mm/uur	Pas bij extreme buien (>50 mm/uur)
Leemgrond	5 mm/uur	Bij matige tot zware buien (10-30 mm/uur)
Kleigrond	2 mm/uur	Zeer snel (bij lichte tot matige regen, 5-10 mm/uur)
Verdichte of verzadigde grond	< 1 mm/uur	Zeer snel, zelfs bij lichte regen

Figuur B 2 *Flowschema om te bepalen of het nodig is om indringingsweerstand, infiltratie en/of porositeit te meten, als er in het veld plasvorming is geconstateerd.*

Veldgidsinvulformulier – professionele bodemgezondheidsindex

Voorbeeld van het invullen van de lege tabellen hieronder

Site Naam/Datum: **XY Voorbeeld Locatie** *2024-XX-XX* **Minidisk infiltrometer**

Homogene zone (HZ) Nr: *3*				**Locatie Nr:** *1*		**Tijdinterval: 60 s**	
Laagnummer	**Begindiepte**	**Einddiepte**	**Kleur**	**Textuur (zand/klei/veen)**	**Puin**	**Startvolume (mL) (t=0)**	78 mL
1	*0*	*10*	*Zwart*	*Klei*	*NVT*	*60 s*	76 mL
2	*10*	*20*	*Zwart*	*Klei*	*Baksteen*	*120 s*	75 mL
3	*20*	*25*	*Oranje*	*Zand*	*Plastic*	*180 s*	74 mL
4	*25*	*30*	*Oranje*	*Zand*	*NVT*	*240 s*	73 mL
5	*30*	*50*	*Geel*	*Zand*	*NVT*	*300 s*	72 mL

Monsteridentificatienummers - Voorbeeld
20240605_XY_HZ3.1_0-30 (Mengmonster)
20240605_XY_HZ3.1_30-50 (Mengmonster)
20240605_XY_HZ3.1_10-15 (Niet-Mengmonster)

Naam/Datum:

Homogene zone (HZ) Nr:			**Locatie Nr:**		
Laagnummer	**Begindiepte**	**Einddiepte**	**Kleur**	**Textuur (zand/klei/veen)**	**Puin**
1					
2					
3					
4					
5					
6					

Opmerkingen

Minidisk infiltrometer metingen

	Tijdinterval:
Startvolume (mL) (t=0)	
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	
9	

Bijlage C Veldgids: basis-BGI

De basis bodemgezondheidsindex (basisindex) bestaat voornamelijk uit indicatoren die in de professionele index staan, maar die grofweg met eenvoudige apparatuur beoordeeld kunnen worden, in plaats van door een professioneel laboratorium.

Aangezien deze methoden minder nauwkeurig zijn dan de professionele methoden, is het sterk aan te raden om alle tests (of zo veel mogelijk) uit te voeren om een goed beeld te krijgen van de fysische, chemische en biologische bodemgezondheid in een eigen tuin. Gebruikers kunnen er echter natuurlijk voor kiezen om het Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)* te gebruiken, en de contextvragen (in het tabblad "Contextvragen") te beantwoorden, om prioriteitsindicatoren te identificeren, of ervoor kiezen om slechts een subset van de indicatoren te gebruiken op basis van hun interesses. De uiteindelijke beoordeling weerspiegelt de gekozen indicatoren, dus hoe meer indicatoren worden gebruikt, hoe nauwkeuriger de uiteindelijke beoordeling zal zijn.

Als biologische monsters (van bodemleven of bodemactiviteit) gepland zijn, moet rekening worden gehouden met de tijd van het jaar. Het bodemleven wordt sterk beïnvloed door temperatuur en vochtigheid, dus koude of droge omstandigheden moeten vermeden worden. Over het algemeen zijn de lente en de herfst de beste tijden om te bemonsteren.

Om de bodemgezondheidsbeoordeling in het veld uit te voeren, heb je de volgende uitrusting nodig:
1. Het invulformulier (de laatste pagina van Bijlage C)
2. Een spade
3. Een grote/sterke plastic (vuilnis)zak
4. Meetlint
5. Een plastic (frisdrank) fles van 1 liter
6. Gedestilleerd of mineraalarm water
7. Koffiefilters
8. Jampot
9. Schaar
10. Keukenweegschaal/maatbeker met een nauwkeurigheid van 1-2 g/mL
11. Aluminium blikje
12. Vergrootglas
13. Viltstift
14. 50 cm ijzerdraad van 3 mm dik
15. Indicatorstrookjes of testkit voor pH
16. Indicatorstrookjes of testkit voor bodemvruchtbaarheid
17. Grondboor
18. (Bamboe) stok van ca. 1 m
19. Internetverbinding voor raadplegen van afbeeldingen en diagrammen (of print deze van tevoren uit)

Beslis of het te bemonsteren gebied in verschillende homogene zones moet worden opgedeeld. Voor een achtertuin kan dit zijn: gebieden met gras, gebieden met struiken of sierplanten die minder belopen worden, en intensief gebruikte grond, zoals gebieden die gebruikt worden voor de teelt van groenten of kruiden. Kies monsterlocaties, op basis van het aanbevolen aantal monsters in Tabel C 1.

Tabel C 1 *Het aanbevolen aantal monsters binnen een homogene zone (HZ); als de herkomst van de grond onbekend is, wordt aanbevolen een groter aantal monsters te nemen.*

	Oorspronkelijke bodem	Geïntroduceerde bodem
HZ < 1 ha	3 monsters	5 monsters
HZ > 1 ha	3 monsters + 1 per extra hectare	5 monsters + 1 per extra 0.5 hectare

Overweeg de volgende tips voor het kiezen van de locaties van de monsters:
- Verdeel de monsterlocaties gelijkmatig over de zone.
- Neem geen monsters te dicht bij de grenzen van de zone (wat "te dicht" is, hangt af van de grootte van het gebied; neem indien mogelijk monsters > 1 m van de grens).
- Kies locaties die de variatie binnen de zone weergeven.

De hieronder beschreven metingen zijn bedoeld om in te voeren in het Interactief-BGI *(Excel-werkblad; gebruikshandleiding in Bijlage A)* in het tabblad "Basisindex". De nummers tussen () verwijzen naar de indicatoren in het werkblad. Er is ook een eenvoudig invulformulier bijgevoegd (de laatste pagina van Bijlage C) om bepalingen in het veld in te vullen.

1. Organische stof (1)

Om het organischestofgehalte van de bodem te bepalen, moet je een kluit bodem van ongeveer 30 cm diep en 1 spade breed uitgraven. Zodra je de kluit hebt uitgestoken, leg je deze op de plastic zak.

In de VSA (Visual Soil Assessment) van Shepherd (2000), ga naar pagina 21 door de volgende link: https://orgprints.org/id/eprint/30582/1/VSA_Volume1_smaller.pdf. Kies welke van de opties (of iets ertussenin; het getal kan een decimaal getal zijn) het meest lijkt op jouw bodemkluit en noteer de beoordeling op het invulformulier onder organische stof.

- Donkergekleurde bodem, rijk aan organische stof - Beoordeling = 2
- Lichtbruin gekleurde bodem, matig rijk aan organische stof - Beoordeling = 1
- Lichtgekleurde bodem, arm aan organische stof - Beoordeling = 0

Als de VSA link niet beschikbaar is, probeer dan een afrasteringslijn of een gebied in de buurt te vinden met gezonde, grasachtige vegetatie die gedurende langere tijd (d.w.z. jaren) ongestoord is geweest. Gebruik de kleur van die grond als referentie voor "donker" om te vergelijken met de bemonsteringslocaties.

Noteer de beoordeling in het Excelwerkblad – regel 21.

2. Textuur (2)

Voor deze indicator kun je uit twee opties kiezen (of je kunt ze allebei doen!): (A) de snelle knijptest of (B) de jampottest (duur 24-48 uur).

(A) Knijptest

Neem voor de knijptest een handvol grond (zonder wortels of ontbindend organisch materiaal) en maak het een beetje vochtig zodat je ermee kunt werken, maar niet zo nat dat je er water uit kunt knijpen. Knijp er stevig in. Laat nu je greep los en prik met een vinger in het klompje grond in je hand.
Zie voor voorbeelden van dit proces: https://www.ecopedia.be/bodemtextuur
Als het klompje:
- helemaal niet samenhoudt, heeft de grond een grove textuur (zand). Noteer **zand** in de textuurkolom van het Excel-werkblad.
- samenhoudt in een klompje, maar breekt met lichte druk: de grond heeft nog steeds een grove textuur, maar met wat leem (**lemig zand**).
- als het niet breekt onder lichte druk, probeer het dan tot een worst van ongeveer 1 cm dik te rollen. Als dit lukt, maar de worst zit vol scheuren, dan is de grond een **zandige leem**.

- als de worst niet vol scheuren zit, probeer er dan een 'U' van te maken, als dat niet lukt, is de grond een **leem**, als dat wel lukt, maar de 'U' zit vol scheuren, is de grond een **kleileem**.
- als de 'U' niet vol scheuren zit, probeer dan een cirkel te vormen. Als het niet mogelijk is om een cirkel te vormen, dan is de grond een **ziltige leem**.
- als het wel mogelijk is om een cirkel te vormen, dan is de grond **klei**.

Noteer de textuur op het veldinvulformulier (of kies het meteen uit de lijst in de textuurkolom van het werkblad – regel 13).

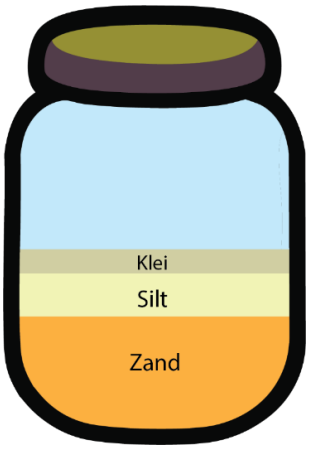
(B) Jampottest

Voor de tweede optie moet je de bodem wat voorbereiden. Neem een goede hand vol van de bodem uit je kluit en spreid deze uit over de plastic zak. Probeer de klonten in de bodem fijn te maken en verwijder zo veel mogelijk plantenresten of wortels uit de grond. Doe de fijngemaakte grond in een jampot en probeer deze voor ongeveer een derde te vullen. Voeg nu schoon water toe aan de pot tot deze bijna vol is en schud dan (met de deksel erop) stevig gedurende 30-60 seconden. Zet de pot hierna opzij en laat hem 24 tot 48 uur staan. Gedurende deze tijd zullen de verschillende korrelgroottes in lagen neerslaan, eerst zand, dan slib en uiteindelijk klei.

Bekijk de lagen na de wachttijd (*Figuur C 1*). De laag waar de deeltjes duidelijk te zien zijn, is de zandlaag. De laag erboven heeft nog wat textuur, maar het is moeilijk om individuele korrels te zien, dat is de silt laag. De bovenste kleilaag is erg dicht. Merk op dat de grenzen tussen de lagen moeilijk te bepalen kunnen zijn. Probeer met een vergrootglas goed te kijken naar veranderingen in de deeltjesgrootte. Als je het niet zeker weet, kies dan het midden van de onzekere zone als grens.

Meet de hoogte van de verschillende lagen en vult dit in op het werkblad. Met de percentages zand, silt en klei, trek lijnen in de textuurdriehoek op het werkblad. Het snijpunt van de drie lijnen geeft de textuur van je bodem aan.

Kies de textuur uit de lijst in de textuurkolom van het werkblad (regel 13).



Figuur C 1 *Verschillende lagen uit de jampottest, onderin zand (sand), daarboven silt (silt) en helemaal bovenop klei (clay).*

3. Indringingsweerstand (3)

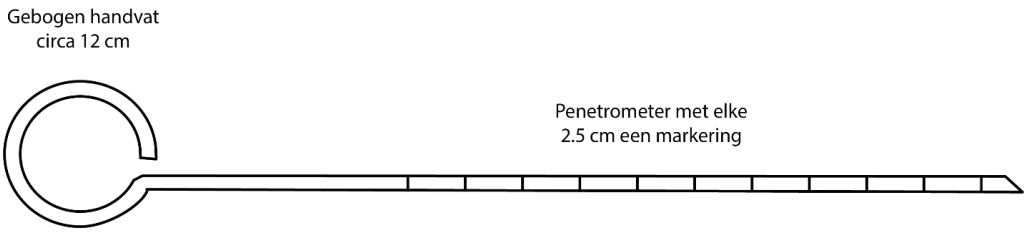
Neem 50 cm ijzerdraad van 3 mm dik (opmerking: als je metalen hangers hebt, zijn deze vaak 3 mm). Als 3 mm niet mogelijk is, zoek dan iets dat zo dicht mogelijk bij die diameter ligt. Als het materiaal te licht is, zal het te gemakkelijk buigen, en als het te zwaar is, zal het niet buigen als het de verdichte grond bereikt.

Buig de laatste 12 cm van de ijzerdraad om tot een handvat (Figuur C 2). Plaats op de resterende afstand om de 2,5 cm een markering, bijvoorbeeld met een (nagel)vijl of watervaste stift.

Om indringingsweerstand te meten, druk de zelfgemaakte penetrometer langzaam en met gelijke kracht in de grond. Stop zodra het metaal van de penetrometer begint te buigen (en/of het veel moeilijker wordt in te brengen). Lees de penetratiediepte en noteer het op het invulformulier. Doe dit drie keer op elk bemonsteringspunt (zie ook de diagram in Figuur 4). Voer het gemiddelde van de drie metingen in op het werkblad (regel 23).

Het blad scoort als volgt:

Score 0 = Penetreert met moeite minder dan 20 cm
Score tussen 0 en 1 = Penetreert gemakkelijk door tot 20 cm, maar met moeite tot 50 cm.
Score 1 = Penetreert gemakkelijk door tot 50 cm



Figuur C 2 *Zelfgemaakte penetrometer om indringingsweerstand te meten (tekening gebaseerd op Soil Health Card Grazing draft5-2-09 (soilcare.org) (https://www.soilcare.org/uploads/2/9/1/9/29197227/grazing-nr-soil-health-carddraft.pdf).*

4. Infiltratiecapaciteit (4)

Om de infiltratiecapaciteit van de bodem te beoordelen, neem een aluminium blikje (open aan beide uiteinden) van 8-10 cm hoog. Steek dit ongeveer 1 cm in de grond en meet dan hoe hoog (cm) het blikje boven het bodemoppervlak uitsteekt. Vul het blik met water en laat het dan helemaal leeglopen. Als al het water weg is, vul je het blik meteen weer met water en start je een timer. Nu is het tijd om te kijken hoe snel het water wegloopt. Als het erg lang duurt om leeg te lopen, stop dan na 15 minuten en noteer hoeveel water er weg is. Deel de hoogte van het water dat is weggelopen (cm) door de tijd die het duurde om weg te lopen (min) om infiltratie in cm per min te krijgen. Vermenigvuldig dat met 600 om mm per uur te krijgen. Voer de hoeveelheid in op het invulformulier.

Beoordeling 0 Drainage is hoger dan 75 mm/uur (bodem draineert te snel) OF Drainage is lager dan 25 mm/uur (bodem draineert te langzaam).

Beoordeling 1 Drainage is tussen 25 en 75 mm/uur, grond draineert snel genoeg maar niet te snel.

Noteer de beoordeling in het Excelwerkblad – regel 25.

5. Porositeit (5)

Om de porositeit van de grond te beoordelen, moet je een kluit bodem van ongeveer 30 cm diep en 1 spade breed uitgraven (of gebruik de kluit die je eerder hebt uitgegraven!). Zodra je de kluit hebt uitgegraven, leg je deze op de plastic zak.

Open de volgende link: https://orgprints.org/id/eprint/30582/1/VSA_Volume1_smaller.pdf (Shepherd, T.G. 2000: Visual Soil Assessment) en ga naar pagina 19. Het is nu tijd om je bodemkluit te vergelijken met de foto's, om de porositeit van je grond in te schatten. Kies welke van de opties (of iets ertussenin) het meest lijkt op jouw bodemkluit en noteer de beoordeling op het invulformulier onder porositeit (of meteen in het Excelwerkblad – regel 27).

Veel poriën (openingen) te zien tussen de kluiten – Beoordeling = 2

Weinig en moeilijk waar te nemen poriën (openingen) - Beoordeling = 1

Geen poriën (openingen) te zien, compacte en massief. - Beoordeling = 0

6. Watervasthoudend vermogen (6)

Om het watervasthoudend vermogen van je bodem te bepalen, is het allereerst nodig om de juiste meetopstelling te maken. Neem hiervoor een plastic fles van 1 liter en knip hier het bovenste deel los van het onderste (zie Figuur C 3). Plaats het bovenste gedeelte vervolgens als een trechter in het onderste gedeelte. Plaats een koffiefilter in de trechter van de opstelling die je net hebt gemaakt en knip het overschot van het koffiefilter af.

Vul de trechter nu voor ongeveer de helft met 100 g van de bodem waarvan je het watervasthoudend vermogen wilt weten. Giet vervolgens langzaam 100 ml water in de trechter; zorg hierbij dat het water niet over de rand loopt. Je zult zien dat het water door het bodemmonster loopt en zich verzamelt in het onderste gedeelte van je meetopstelling. Laat het water rustig door het bodemmonster trekken. Wanneer er geen druppels meer uit de trechter lopen, is het tijd om het water dat je hebt opgevangen weer in de maatbeker te gieten en af te lezen hoeveel ml er is opgevangen. Trek deze hoeveelheid in ml vervolgens af van de 100 ml die je in het begin bij het bodemmonster hebt gegoten, dit is de hoeveelheid (en het percentage) water die (dat) je bodem kan vasthouden. Voor een bodem uit zand is de streefwaarde boven 19 ml, voor een bodem uit klei, boven 24 ml.

Voer de hoeveelheid in op het invulformulier (of meteen in het Excelwerkblad – regel 29).

Figuur C 3 *Zelftest voor watervasthoudend vermogen van de bodem.*

7. Zuurgraad (pH) (8)

Om de zuurgraad van je bodem te bepalen, zijn er verschillende indicatorstrookjes of testkits voor pH te verkrijgen, bij het (lokale) tuincentrum maar ook via internet. Afhankelijk van de test die je aanschaft, kan de werkwijze iets verschillen, dus gebruik altijd de gebruiksaanwijzing van de test.

Over het algemeen zal de test bestaan uit het toevoegen van een hoeveelheid bodem aan een testbuisje. Hier voeg je een hoeveelheid water aan toe (bij voorkeur gedestilleerd water, maar als dat niet mogelijk is, kijk dan naar de inhoud van flessenwater in de supermarkt en kies het water met het laagste

mineraalgehalte) en vervolgens een pH-testtablet of -poeder. Na het afsluiten van het testbuisje schud je tot de tablet of het poeder is opgelost en zet je vervolgens het buisje weg om het bodemmonster te laten bezinken. Als laatste vergelijk je de kleur van het testbuisje met de indeling van het testpakket en lees je de pH-waarde van de bodem af. Noteer de pH-waarde op het invulformulier (of meteen in het Excelwerkblad – regel 31).

8. Bodem-lood (Pb) (9)

Op veel locaties in onze steden zit er lood in de bodem. Lood werd vroeger in veel materialen en voorwerpen toegepast, waardoor het ook op veel locaties in de bodem is terechtgekomen. Een inname van lood kan schadelijk zijn voor de gezondheid en daarom biedt de gemeente Amsterdam een gratis loodcheck aan voor uw tuin. U kunt de gratis loodcheck aanvragen via https://www.amsterdam.nl/wonen-leefomgeving/bodem/lood-grond/. Via deze check krijgt u een goed beeld over de situatie in uw tuin. Voer de gemeten waarde in het Excelwerkblad (regel 33).

9. Voedingsstatus (11)

Om de bodemvruchtbaarheid van je bodem te bepalen, zijn er verschillende zelftesten te verkrijgen, bij het (lokale) tuincentrum maar ook via internet. Vaak worden deze gecombineerd met pH-tests, wat prima is zolang de set afzonderlijke beoordelingen van pH en voedingsstoffen geeft. Afhankelijk van de test zal de procedure verschillen, volg dus de gebruiksaanwijzing van de zelftest. Over het algemeen zal je een bodemmonster van je bodem nemen en deze in een testbuisje/potje stoppen en aanvullen met water om er vervolgens een teststrip uit je testkit in te houden. Vervolgens vergelijk je de kleur van de teststrip voor voedingsstoffen met de beschrijving uit het testpakket om een indicatie van de voedingsstatus van je bodem te krijgen.

Gebruik de schaal die bij de test hoort om een numerieke beoordeling van de bodem te geven tussen 0 en 1. Een voorbeeld van een vijfpuntsschaal is:

	Overschot	**Ruim voldoende**	**Onvoldoende**	**Weinig**	**Nauwelijks aanwezig**
Beoordeling	0.7	1	0.7	0.4	0.1

Merk op dat het hoogste niveau als minder ideaal wordt beoordeeld, omdat te veel voedingsstoffen in de bodem uitspoeling kan veroorzaken (zie hoofdstuk Achtergrond – par. 6.3.2 Voedingsstoffen).

Als de test afzonderlijke beoordelingen geeft van meerdere voedingsstoffen (bijv. N, P en K), gebruik dan de gemiddelde score om het veldinvulformulier (en Excelwerkblad – regel 35) in te vullen.

10. Elektrische geleidbaarheid (12)

Voor bodems waarvan bekend is of sterk vermoed wordt dat ze zoutproblemen hebben, wordt aanbevolen om de bodem te laten testen door een commercieel laboratorium of om een apparaat te kopen dat de elektrische geleidbaarheid (EC) kan. Beide methoden leveren kwantitatieve resultaten voor EC meten (*zorg ervoor dat de eenheden overeenkomen met die op het werkblad: dS/m of µs/cm*).

Als er interesse is om een kwalitatieve test te doen (om te testen op de aan- of afwezigheid van zouten, maar niet om te schatten hoeveel), dan is er een methode die gebruikt kan worden, op voorwaarde dat de gebruiker de volgende twee reagentia kan vinden:
- $BaCl_2$ (bariumchloride) 10% oplossing (om sulfaten te detecteren)
- $AgNO_3$ (zilvernitraat) 5% oplossing (om chloriden te detecteren)

Met deze twee reagentia volg je de procedure die hier wordt beschreven: https://doi.org/10.4060/ca2796en op pagina 49. Merk op dat de procedures voor het gebruik van een EC-meter hier ook worden uitgelegd op pagina 44-47.

11. Grondwaterpeil (18)

Om de grondwaterpeil te meten in de bodem is het nodig om een boorgat te maken met een grondboor. Je kan hiervoor een gewone grondboor gebruiken die bijvoorbeeld bij de bouwmarkt te koop is. Boor met de grondboor een gat van 1 meter diep. Laat het boorgat vervolgens openstaan (maar markeer het wel zodat je er niet per ongeluk in stapt) en kom de volgende dag terug om de grondwaterpeil te meten. Laat hiervoor een stok in stapjes van 1 cm de grond in zakken en haal de stok dan weer omhoog om te kijken of de onderkant van de stok nat is. Is dit het geval, dan is de diepte van de net bevochtigde onderkant ten opzichte van maaiveld de grondwaterpeil.

Als alternatief zijn er zogenaamde dompelklokjes te koop. Deze maken geluid wanneer je de grondwaterpeil nadert, waarna je de diepte kan aflezen op het meetlint.

Een gedetailleerde beschrijving van het meten van grondwater vind je hier: Zelf grondwater meten | Deltares (https://www.deltares.nl/verhalen/zelf-grondwater-meten)

Vul het grondwaterpeil in op het invulformulier (en later in het Excelwerkblad – regel 4).

12. Bodemleven (13-17)

De staat van het bodemleven in de bodem kun je zelf onderzoeken met de methode van de **bodemdierendagen**. Ga hiervoor naar de website (https://bodemdierendagen.nl/nl) en download de *zoekkaart* (https://bodemdierendagen.nl/files/2024-09/Zoekkaart%20Bodemdieren.pdf) en het *scoreformulier* (https://bodemdierendagen.nl/files/2024-09/Scoreformulier2024.pdf).

Ga hiermee op zoek naar bodemdieren in je tuin en vul de resultaten in op je scoreformulier. Vul vervolgens je waarnemingen in op de website (https://invoer.bodemdierendagen.nl). Nadat je dit hebt gedaan, krijg je je eigen bodemdierencijfer te zien. (Jouw waarnemingen en die van anderen zijn ook op https://invoer.bodemdierendagen.nl/resultaten te vinden.) Voer het bodemdierencijfer in het Excelwerkblad in (regel 39).

13. Bodemactiviteit (13-17)

Om de bodemactiviteit van de bodem te bepalen, is er de *begraaf je onderbroek*-methode. Met deze test kan je zien hoe het gesteld is met de activiteit van de bodem. Haal voor dit onderzoek een witte onderbroek, en let op dat deze wel van 100% katoen is, anders werkt de test niet. Begraaf de onderbroek vervolgens in je tuin op een diepte van ongeveer 20 cm, en markeer de locatie zodat je de onderbroek later terug kunt vinden. Laat de onderbroek nu twee maanden in de bodem liggen en graaf deze vervolgens voorzichtig weer op. Beoordeel de bodemactiviteit vervolgens via de onderstaande beschrijvingen en noteer deze in het Excel-werkblad (regel 41).

Beoordeling 0 = De onderbroek is nog helemaal intact

Beoordeling 1 = De onderbroek is gedeeltelijk aangevreten

Beoordeling 2 = De onderbroek is zo goed als helemaal verdwenen

Bekijk ook hier voorbeelden: Onderbroek Ondergronds | Landelijke Gilden (https://www.landelijkegilden.be/onderbroek-ondergronds-0)

Veldgidsinvulformulier – basis bodemgezondheidsindex

Indicator (nummer in Excel-werkblad)		Monster 1	Monster 2	Monster 3	Monster 4	Monster 5
Organischestofgehalte (OS) (1)						
Textuur (2)						
Indringingsweerstand (cm) (3)						
Infiltratiecapaciteit (mm/uur) (4)						
Porositeit (5)						
Watervasthoudend vermogen (6)						
Zuurgraad (pH) (8)						
Bodemvruchtbaarheid (schrijf op welke voedingsstoffen zijn beoordeeld) (11)						
EC (12)						
Grondwaterpeil (cm) (18)						

Opmerkingen:

Bijlage D Resultaten van BGI-testrondes

Aanpak testrondes
De BGI Amsterdam is getest met gegevens verzameld in drie bemonsteringsdagen. Alle typen bodemgebruik behalve bodem onder verharding werden bemonsterd (Tabel D 1). Op dag 1 (Juni 2024) namen twee teams (WENR en gemeente Amsterdam [AMS]) monsters in een *stadspark* en een *moestuin*. Op dag 2 en 3 (september 2024) nam alleen het team van de gemeente Amsterdam monsters. Op dag 2 werd een *evenemententerrein* en een groenstrook in een woonwijk (bodemgebruik *buurtgroen*) bezocht. Op dag 3 zijn er vier particuliere *tuinen (zonder moestuin)* bezocht.

Tabel D 1 *Opzet van de bemonsteringsdagen voor de bodemgezondheidsindex (BGI-)testrondes.*

Groen evenement terrein	Stadspark	Buurtgroen	Tuinen zonder moestuin	Moestuin	Bodem onder verharding
Dag 2 (AMS)	**Dag 1** (AMS + WENR)	**Dag 2** (AMS)	**Dag 3** (AMS)	**Dag 1** (AMS + WENR)	-
Professionele BGI	Professionele BGI	Professionele BGI	Professionele + Basis BGI	Professionele + Basis BGI	-

De professionele index werd op alle locaties gebruikt, terwijl de basisindex alleen bij de tuinen (met en zonder moestuin) werd gebruikt. Alle bemonsteringslocaties bevonden zich in Amsterdam, maar om privacyredenen worden specifieke locaties in dit rapport niet weergegeven.

Er waren vijf specifieke aandachtspunten voor deze drie BGI-testrondes, die hieronder in detail worden besproken.
1. Het geschreven BGI-document
2. Variabiliteit en aantal monsters
3. Streefwaarden, drempelwaarden en scores
4. Kosten (standaard vs. goedkopere analysemethoden)
5. Professionele BGI versus Basisindex

1. Het geschreven BGI-document

Aandachtspunt 1 was om te testen of de schriftelijke document duidelijk genoeg was en genoeg informatie bevatte om nuttig te zijn in het veld. Op dag 1 van de bemonsteringsrondes gingen twee groepen monsternemers op pad om specifiek te testen of de bemonsteringsmethoden duidelijk genoeg waren en of twee verschillende groepen mensen die de document volgen en op dezelfde locaties monsters nemen, dezelfde kwantitatieve resultaten zouden krijgen.

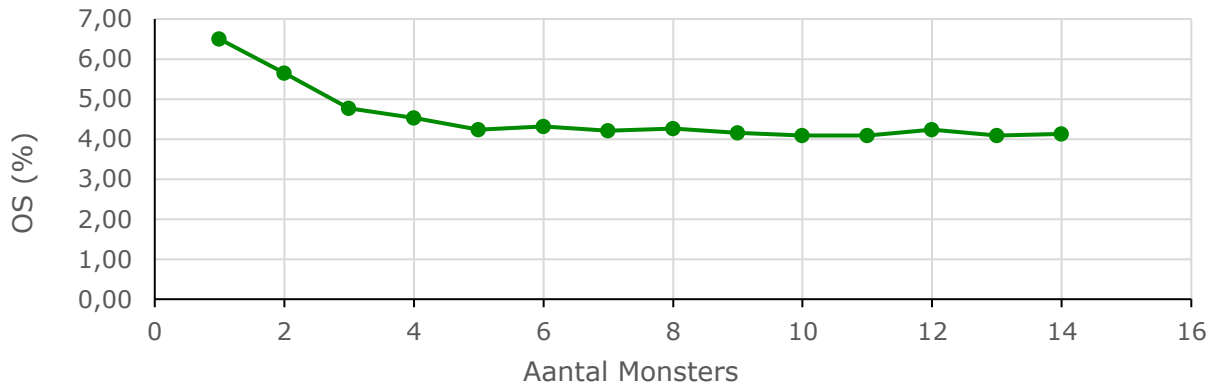
Bij het testen van de schriftelijke document, werd duidelijk dat het te gedetailleerd was om bruikbaar te zijn in het veld. Daarom was een van de resultaten dat er voor zowel de basisindex als voor de professionele index een apart document zou worden gemaakt (nu te zien in bijlagen B en C) dat afgedrukt kan worden en in het veld gebruikt kan worden tijdens de bemonstering. De informatie in deze veldgidsen verwijst naar de rest van de document, maar bevat alleen informatie dat in het veld nodig is.

Op dag 1 van de bemonstering namen twee verschillende teams monsters op dezelfde locaties, maar gebruikten ze verschillende sub-bemonsteringslocaties. Uiteindelijk bleek dat de bemonsteringen door de twee groepen geen significant verschillende resultaten opleverden, en dat de locaties bij beide groepen dezelfde scores opleverden. Dit geeft aan dat, afgezien van de complexiteit die werd aangepakt door het maken van de veldgidsen, het document de veldmethoden voldoende had beschreven.

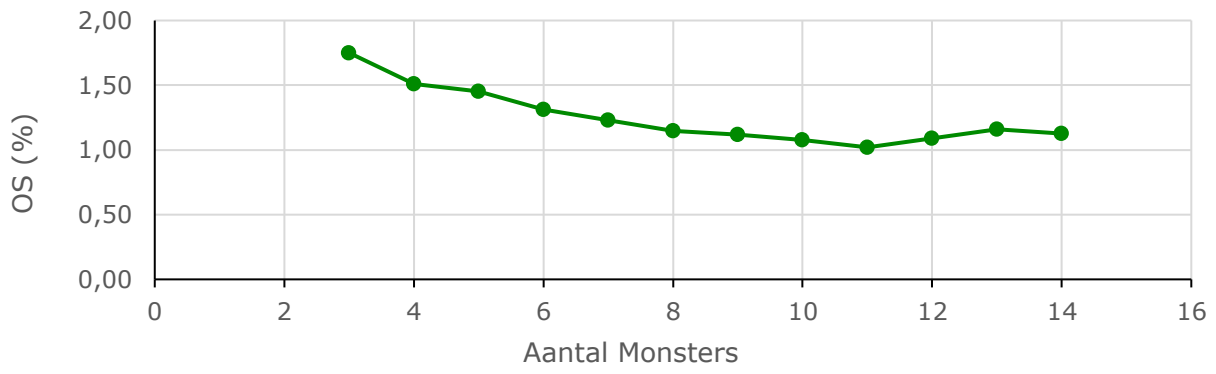
2. Variabiliteit en monsternummer

Het tweede aandachtspunt was het testen van de ruimtelijke variabiliteit van de bodemindicatoren op enkele locaties, om te bepalen hoeveel monsters uiteindelijk nodig zijn om voldoende informatie te verkrijgen en met redelijke zekerheid uitspraken te kunnen doen over de gezondheid van de bodem, terwijl tegelijkertijd de kosten van laboratoriumbemonstering (zie ook punt 4) waar mogelijk worden geminimaliseerd.

We merken op dat ruimtelijke variabiliteit afhankelijk zal zijn van de locatie, en ook zal variëren afhankelijk van welke bodemindicatoren worden bekeken. Dat in gedachten houdend, testten we de variabiliteit in organische stof (OS) in de bodem op dag 1 in het stadspark, om een eenvoudige schatting te maken van het aantal herhalingen dat nodig zou zijn om de variabiliteit die op de locatie aanwezig is vast te leggen. Bij de beoordeling werd naar twee variabelen gekeken: het cumulatieve gemiddelde OS van de monsters (de gemiddelde bij beschouwing van toenemend aantal monsters) (Figuur D 1) en de cumulatieve standaardafwijking van de monsters (Figuur D 2). Het aantal monsters waarop het gemiddelde (vijf monsters – Figuur D 1) en de standaardafwijking (10 monsters – Figuur D 2) begonnen af te vlakken, werden gebruikt als het aanbevolen aantal monsters.



Figuur D 1 *Het cumulatieve gemiddelde organische stof (OS) van 14 bodemmonsters uit een stadspark in Amsterdam.*



Figuur D 2 *Het cumulatieve standaardafwijking van organische stof (OS) in 14 bodemmonsters uit een stadspark in Amsterdam.*

De huidige aanbevelingen voor het minimumaantal herhalingen in aangebrachte bodem (5-10; zie paragraaf 4.2.2) zijn nu gebaseerd op die gegevens. Verdere wijzigingen moeten worden gemaakt op basis van waarnemingen van locaties/bodemindicatoren in de toekomst.

3. Streefwaarden, drempelwaarden en scores

Aandachtspunt 3 was om een begin te maken met het verzamelen van gegevens uit Amsterdam, onder verschillende bodemgebruiken en in verschillende gebieden, om te beoordelen of de streefwaarden, drempelwaarden en referentiebereiken in de index consistent waren met de verzamelde gegevens en leidden tot bruikbare bodemgezondheidsscores. Merk op dat het niet mogelijk was om genoeg informatie te verzamelen om de streefwaarden, drempelwaarden en bereiken echt te valideren, maar deze eerste casestudies konden wel enige aanwijzingen geven over waar het BGI-systeem mogelijk aan de stedelijke omgeving moest worden aangepast. Deze wijzigingen worden in de tekst aangeduid met een **P** (d.w.z. "Punt") en een nummer (bijv. **P1**) en worden bij *6. Belangrijkste aanpassingen en opmerkingen* nog een keer opgesomd.

Niet alle punten worden hier genoemd, maar enkele relevante zaken zijn:

Fysieke indicatoren

Indringingsweerstand
De indringingsweerstand was consistent hoog of zeer variabel in alle gemeten bodemgebruiken. Hoewel dit een nauwkeurige weerspiegeling kan zijn van stedelijke bodems in Amsterdam, was het toch de vraag of de streefwaarden in de BGI bruikbare scores opleverden. Een eerste wijziging was de indringingsweerstand om tuinen zonder moestuin minder streng te scoren. De tuinen bemonsterd op dag 3 hadden enkele hoge waarden, die een zeer lage score voor de bodemgezondheid zouden hebben opgeleverd op basis van de oorspronkelijke streefwaarden. Toch leek de (deels verdichte) grond in de tuinen de beplanting niet te hinderen. Dit is waarschijnlijk te danken aan het feit dat huiseigenaren de tuinen besproeien wanneer dat nodig is. Terwijl een beperkte wortelgroei bij agrarisch gebruik ook de gewasopbrengst vermindert, is dat minder een probleem in een tuin met voornamelijk esthetische doeleinden. **(P1)** Het streefwaardenbereik werd bij het bodemgebruik *Tuinen zonder moestuin* veranderd van 1.2-2.0 MPa naar 1.5-3.0 Mpa.

In bodemgebruik *Groen Evenemententerrein* kwamen zeer hoge waarden naar boven voor indringingsweerstand (gemiddelde waarde van 4.54 Mpa op een gemiddelde diepte van rond de 1 cm). De score voor deze indicator werd hierdoor 0.0, ten gevolge van het streefwaardebereik van 1.5-3.0 MPa (Vlaar et al., 2023). De hoge waarden voor indringingsweerstand worden mede veroorzaakt door (I) meten in een relatief droog profiel (eis voor de meetapparatuur is meten bij pF 2.0 – die waarde werd hier waarschijnlijk niet gehaald), en (II) de textuur ter plaatse die bestaat uit een grove zandbodem. Nota bene: de gemeten infiltratiecapaciteit bereikt gemiddeld een waarde van 260 mm/uur, dus die is ruim voldoende. **(P2)** Voorgesteld wordt om nog eens kritisch te kijken naar het gewenste streefbereik van de indringingsweerstand bij groen evenemententerreinen, en dat wellicht te verruimen (van 1.5-3.0 MPa naar bijvoorbeeld 1.5-4.0). We hebben het streefwaardenbereik in de BGI werkblad op dit moment niet gewijzigd, omdat specifiek is gevraagd om het bereik van de Raamwerkdefinitie (Vlaar et al., 2023) op te nemen.

Daarnaast werd er **(P3)** een extra informatieregel in het scoreblad opgenomen (Rij 9 in het scoresysteem, de rij onder de in te vullen meetwaarde bij Indringingsweerstand) om de diepte aan te geven waarop de indringingsweerstand voor het eerst een waarde van 2 MPa bereikte (de waarde waarbij de wortelgroei beperkt begint te worden). Deze waarden zijn nu gescoord naast de indringingsweerstand zelf, omdat de diepte van een beperkende laag een belangrijke rol speelt bij het bepalen of het een probleem is. Als de beperkende laag dieper in het bodemprofiel zit, zal ze minder problematisch zijn voor de plantengroei en waterinfiltratie/opslag. De diepte wordt gescoord als *meer is beter* (*zie 5.3 – Het scoreconcept*) met een referentiebereik van 10-30 cm onder het bodemoppervlak.

Infiltratiecapaciteit
De gemeten infiltratiecapaciteit was erg variabel tussen de verschillende bodemgebruiken, en ook soms binnen een bodemgebruik (tuinen en groen evenemententerrein). De infiltratiecapaciteit was te laag bij het stadspark (gemiddeld meting: 3.95 mm/uur; BGI drempelwaarde: 20 mm/uur); hier zal zeker plasvorming optreden bij intensievere buien. Bij groen evenemententerrein werden waarden tussen 22 mm/uur en 800 mm/uur gemeten (gemiddeld meting: 260 mm/uur; BGI drempelwaarde: 40-60 mm/uur); de gemiddelde waarde was goed, maar niet alle individuele metingen eindigden boven de norm. Daarom zullen

er plassen ontstaan in sommige lagere gebieden. Hoewel de indringingsweerstand hier zeer laag was, was de infiltratiecapaciteit toch redelijk tot goed; dit is te verklaren door de vrij grofzandige bodem.

De waarden varieerden tussen 108 mm/uur en 2178 mm/uur (gemiddeld meting: 486 mm/uur; BGI drempelwaarde: 20 mm/uur) bij tuinen. Het maakte veel uit waar werd gemeten: op het belopen gras was de meting 108 mm/uur, maar in een border of perk was het 2178 mm/uur. Uitmiddelen van de waarden was dan zeker noodzakelijk, net als het beoordelen van de afzonderlijke metingen.

Porositeit
De porositeitswaarden waren voor het stadspark prima (gemiddeld 0.41 m^3/m^3 bij een streefwaarde van 0.35 m^3/m^3). De variatie binnen de metingen was laag (sd = 0.0), waaruit blijkt dat de porositeit op alle gemeten plekken nagenoeg gelijk was.

Watervasthoudend vermogen
Het getal watervasthoudend vermogen vertegenwoordigt de fractie van de hoeveelheid water (0…1) in de bodem die beschikbaar is voor planten. Het watervasthoudend vermogen bij het stadspark leverde een gemiddelde waarde op van 0.28 (gemeten gegevens: 0.37 en 0.19). Dat is een mooie waarde (BGI drempelwaarde voor zand: 0.19).

Droge bulkdichtheid
De gemeten droge bulkdichtheid voor de stadspark was 1.37 g/cm^3 bij een referentiebereik van 1.2-1.5 g/cm^3; een prima waarde. De gemeten waarden varieerden tussen 1.16 en 1.49 g/cm^3, dus geen enkele meting overschrijdt het referentiebereik. De standaardafwijking was 0.09, dus alle metingen lagen dicht bij elkaar in de buurt, dus de gemeten droge bulkdichtheid was redelijk constant. De droge bulkdichtheid voor tuinen kwam uit op een gemiddelde waarde van 1.10, terwijl het referentiebereik hier 1.2 tot 1.7 g/cm^3 bedraagt. De waarde 1.1 g/cm^3 was redelijk laag. Kanttekeningen hier zijn dat de bepaling is gedaan met de mogelijk minder nauwkeurige NIRS-methode, plus dat de metingen zijn gedaan in een tuin, waarbij de verwachting bestaat dat monsters uit een bewerkte plantenborder relatief laag zullen uitvallen.

Chemische indicatoren
Over het algemeen kwamen de streefwaarden, drempelwaarden en scores van de chemische indicatoren overeen met gemeten waarden in de stedelijke gebieden van Amsterdam. De scores waren gevoelig voor gemeten verschillen in de pH van de bodem, voedingsstoffen en verontreinigingen (EC werd niet getest), en weerspiegelden een redelijke beoordeling van de gezondheid van de bodem. Er werden echter twee kleine veranderingen aangebracht na de testdagen.

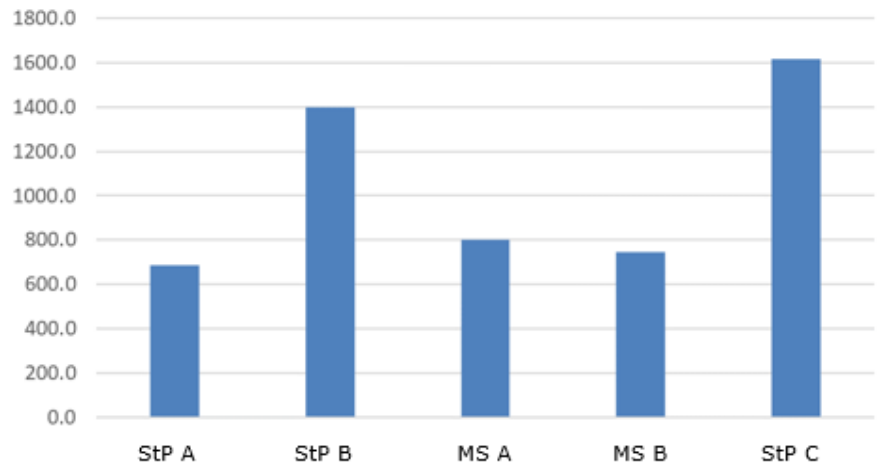
Zuurgraad (pH)
(P4) De score van de indicator 'pH' wordt berekend met het scoringsmodel *optimaal* (*zie par. 5.3 – Het scoreconcept*). De score loopt op van '0' (pH is lager dan de 'onderdrempel'-waarde) naar '1' (pH ligt binnen het streefbereik), naar (weer) '0' (pH stijgt uit boven de 'bovendrempel'-waarde).
Gezien de relatief hoge pH-waarden die in de praktijk worden gevonden in alle vormen van bodemgebruik, werd de bovengrens (de 'bovendrempel'-waarde waarbij de score '0' wordt) van pH verhoogd naar 8.89, gebaseerd op een gepubliceerd artikel over pH-waarden van bodems in Nederland (Helfenstein et al., 2022). Hoewel de optimale (streef)bereiken voor de verschillende landgebruiken niet werden gewijzigd (d.w.z. de pH-waarden waarbij een bodem een '1' scoort), zal de berekende score door de verandering naar 8.89 nu minder snel dalen bij hogere pH-waarden.

Fosfor
(P5) Afgezien van de zeer hoge waarden van NIRS (*zie Bijlage D – 4.3*) waren de fosforgegevens van de Amsterdamse locaties over het algemeen zeer laag. Oorspronkelijk gaf het scoresysteem geen scores lager dan 0.5, maar gezien het feit dat de meeste bodems zeer fosforarm waren, was dit niet informatief. Daarom werd de scoring aangepast om meer gedetailleerde scores te geven voor lage waarden. Net als bij pH veranderden de streef- en drempelwaarden niet, maar de scoremethode werd verbeterd.

Biologische indicatoren

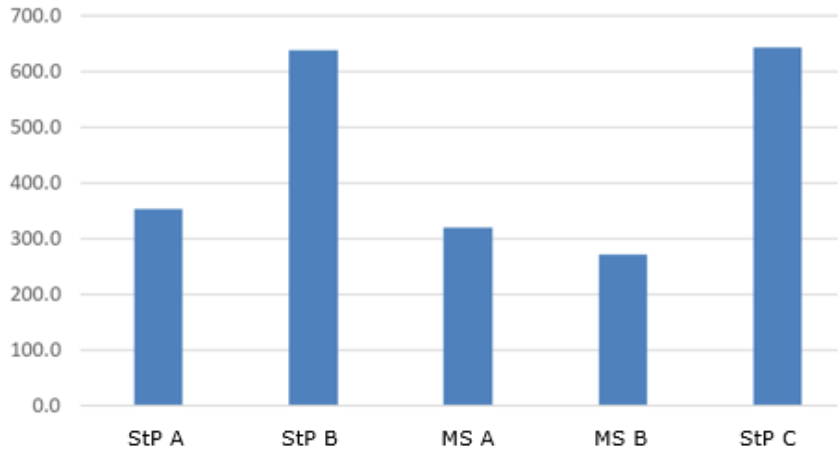
Aaltjes
Aaltjes werden met verschillende methoden geanalyseerd op de bemonsteringsdagen en daarom kunnen ze niet met elkaar vergeleken worden. De hier gepresenteerde resultaten gaan over dag 1. Deze dataset is erg klein en we hebben qua aaltjesgemeenschappen nog niet of nauwelijks data/kennis om hier harde conclusies uit te kunnen trekken. We merken op dat er veel aspecten zijn die de interpretatie van biologische monsters bemoeilijken in vergelijking met fysische of chemische monsters. Monsters kunnen beïnvloed worden door grondmonstername, het mengen van de grondmonsters, transport, omstandigheden tijdens opslag en het laboratorium dat het grondmonster onderzoekt. Voor het extraheren van aaltjes uit de grond, tellen en determineren, eventueel fixeren, zijn er veel verschillende technieken. Dus veel dingen kunnen het eindresultaat beïnvloeden.

Op dag 1 liggen de totale aantallen aaltjes t.o.v. akkerbouwgronden (referentiebereik: 791-3558/100g (zand) in het Interactief-BGI) relatief laag (Figuur D 3). Maar het lijkt erop dat bij het stadspark (StP) de aantallen veel hoger zijn in de grasveldlocaties (StP B en StP C) dan bij hetzelfde stadspark maar dan onder de bomen (StP A) en in de moestuin (MS A en MS B).



Figuur D 3 *Het totaalaantal aaltjes per 100 gram grond uit een stadspark (StP) en moestuin (MS) in Amsterdam.*

Het aantal plantparasitaire aaltjes (referentiebereik: 168-1440/100g (zand) in het BGI) is op alle plekken relatief hoog (Figuur D4) in vergelijking met de niet-plant-parasitaire aaltjes. In het grasveld van het stadspark (StP B en C) is het aantal plant-parasitaire aaltjes redelijk vergelijkbaar en veel hoger dan bij hetzelfde stadspark maar dan onder de bomen (StP A) en in de moestuin (MS A en MS B).



Figuur D 4 *Het aantal plant-parasitaire aaltjes per 100 gram grond uit een stadspark (StP) en moestuin (MS) in Amsterdam; A, B en C geven verschillende herhalingsmonsters van dezelfde locatie aan.*

Het totale en plant-parasitaire aantal aaltjes vormen de basis voor de scores in het BGI-systeem. Er kan echter ook andere informatie uit laboratoriumresultaten worden gehaald; twee voorbeelden worden hier getoond. (Deze aanvullende analyses maken geen deel uit van het BGI-indicatorsysteem en worden daarom slechts kort beschreven. Verkennen met NINJA (*zie hoofdstuk 6 – par. 6.4.1.3*) is echter een optie, net als natuurlijk het raadplegen van andere tools/experts om extra informatie uit de laboratoriumresultaten te halen.)

Dauerlarven: het totaalaantal dauerlarven (ruststadia van bacterie-etende aaltjes met een korte levenscyclus) is ten opzichte van het totaalaantal aaltjes relatief hoog tot erg hoog. Bij het stadspark worden de hoogste aantallen dauerlarven gevonden, die rond de 50% of meer uitmaken van het totaalaantal aaltjes. Vaak is dit een indicatie dat de grond erg verstoord is (geweest) met bijvoorbeeld een teveel aan bemesting (of hondenpoep?) of verdichting, maar soms ook een gevolg van extreem natte omstandigheden. In dit laatste geval is een deel van de bodemorganismen afgestorven, waarn de bacterie-etende aaltjes met een korte levenscyclus (tijdelijk) hebben kunnen profiteren.

Maturity Index (MI): terwijl één moestuinmonster de hoogste MI-waarde (2.4) had, was de laagste MI (1.2) van het tweede moestuinmonster (de stadsparkmonsters waren tussen 1.6 en 2.4). Normaal gesproken betekent een lage MI-waarde van rond de 1 dat er veel verstoring aanwezig is. Dit kan het gevolg zijn van heel veel verschillende oorzaken, zoals intensieve grondbewerking, veel input van NPK, chemie en soms zelfs ook bepaalde chemische verontreinigingen. Waarom de twee moestuinmonsters zo verschillend waren is vreemd, en kan ook het gevolg zijn van afwijkingen in monstername en/of monsterverwerking. Dit is een goed voorbeeld van waarom het belangrijk is om minimaal drie monsters te nemen.

4. Kosten (inclusief standaard vs. goedkopere analysemethode)

Aandachtspunt 4 was om pragmatisch na te denken over hoe de kwaliteit/nuttigheid van de informatie afgewogen kan worden tegen de kosten van monstername en analyse. De kosten zijn gekoppeld aan drie belangrijke variabelen: (1) de tijd die nodig is om monsters te nemen, (2) het aantal herhalingen dat geanalyseerd wordt en (3) de analysekosten. Om de kosten te minimaliseren, moet daarom het relatieve belang van elk van deze factoren worden gewogen.

4.1 Tijd

Als er grote teams van mensen beschikbaar zijn om monsters te nemen, kan het mogelijk zijn om meer aandacht te besteden aan testen en aan informatie die in het veld verzameld kan worden. Dit omvat analyse van regenwormen, waterinfiltratie/indringingsweerstand en alles in de basisindex. Het wordt ook aanbevolen om extra herhalingen te bemonsteren als de tijd geen beperkende factor is. Opgeslagen monsters kunnen later geanalyseerd worden als er budget beschikbaar komt; opgeslagen monsters zijn ook handig om

onverwachte resultaten te controleren of om verloren monsters te vervangen als er iets misgaat tijdens transport of analyse.

Voor de BGI-testrondes werd geen regenwormanalyse uitgevoerd om de benodigde tijd in het veld te minimaliseren. Hoewel deze indicator wordt aanbevolen in het BGI-systeem omdat hij waardevolle informatie kan geven over de gezondheid van de bodem (*zie hoofdstuk 6 – par. 6.4.3*), was de beschikbare tijd voor de testfase gericht op het onderzoeken van het aantal herhalingen, het uitvoeren van fysische veldtesten van de bodem (die vaak over het hoofd worden gezien bij bodemgezondheid, maar zeer relevant zijn voor Amsterdam) en het testen van de basisindex.

4.2 Herhalingen

Het belang van inzicht in ruimtelijke variatie wordt geïntroduceerd in hoofdstuk 4 – *par. 4.2 Voorbereiding veldplan* en nogmaals besproken hier in Bijlage D – *2. Variabiliteit en monsternummer*. Toch is het beperken van het aantal herhalingen een optie om de kosten te beheersen. Dit kan betekenen dat men zich concentreert op herhalingen van indicatoren die van specifiek belang zijn (zoals op een locatie waarvan bekend is dat er problemen zijn met betrekking tot de fysieke bodemkenmerken, verschillende herhalingen voor fysische indicatoren, maar slechts enkele voor chemische en biologische indicatoren). Beperken van het aantal herhalingen kan ook betekenen dat men zich om pragmatische redenen richt op herhalingen die goedkoper zijn (d.w.z. meer chemische herhalingen analyseren dan biologische herhalingen).

4.3 Analyse

In hoofdstuk 4 – *par. 4.2 Voorbereiding veldplan* gaan we in op de keuze tussen klassieke en goedkopere laboratoriumtests. In de BGI-testrondes hebben we ons gericht op het gebruik van NIRS voor chemische analyses.

NIRS, of Near-InfraRed Spectroscopy, is een spectroscopische methode die gebruikmaakt van het nabij-infrarode gebied van het elektromagnetische spectrum (van 800-2500 nm). Hoeveel infrarood licht door een bodemmonster wordt gereflecteerd of geabsorbeerd, wordt bepaald door het vochtgehalte, de grootte en vorm van de deeltjes en het gehalte aan organische stoffen en mineralen in die bodem (Chang et al., 2001). Deze bodemeigenschappen zorgen er direct voor dat licht van een bepaalde golflengte wordt geabsorbeerd en de bijbehorende banden kunnen worden geïdentificeerd – dit worden de primaire eigenschappen genoemd. Andere bodemeigenschappen (bijv. pH en gehalten van Mg en Ca) veroorzaken niet direct spectrale absorptie, maar kunnen geschat worden door een correlatie met een of meer van de primaire bodemeigenschappen – dit worden secundaire eigenschappen genoemd. Hoewel het mogelijk kan zijn om deze secundaire eigenschappen in een bepaalde context zeer nauwkeurig te voorspellen, is het belangrijk om te weten dat ze niet rechtstreeks gemeten worden, dus is kennis van de bodem noodzakelijk om valse correlaties te vermijden.

Hoewel het kleine aantal monsters dat we hebben getest geen definitief antwoord kan geven op de vraag of NIRS met zekerheid kan worden toegepast in stedelijke bodems (hiervoor zouden systematische tests van meer monsterreplica's en meer locaties nodig zijn), vertoonden de resultaten een goede correlatie tussen gemeten koolstof, textuur, pH en bulkdichtheid, vergeleken met de klassieke methoden (*zie* Tabel D 2). Er was een klein, maar significant verschil tussen totaal-N met NIRS en de standaardmethode en een groot verschil voor P-voorraad. Fosfor of fosfaat kan niet direct worden gedetecteerd met NIRS, en hoewel het kan worden voorspeld met behulp van NIR-modellen, is de nauwkeurigheid vaak matig (Kruse et al., 2015). Maar, zoals in hoofdstuk 6 vermeld, kan niet-beschikbare, minerale vormen van P worden gemeten en wordt dan "(totale) bodemvoorraad" genoemd. Dat is wat er in dit geval gebeurde en daarom waren de NIRS-resultaten zoveel hoger dan de resultaten die met P-AL (klassieke meetmethode) werden gemeten.

Tabel D 2 *Bodemmonsters van verschillende stedelijke locaties, getest met klassieke methoden en met behulp van spectroscopie (NIRS). Merk op dat dit geen gepaarde monsters zijn (d.w.z. hetzelfde monster dat met de twee methoden is getest), maar verschillende monsters die op dezelfde locatie zijn genomen. Ev. Terrein: evenemententerrein.*

Indicator	Klassieke meetmethode	NIRS	Locatie
Org. Stof. (%)	3.7	3.2	Ev. Terrein
	4.2	3.8	Ev. Terrein
	4.2	3.4	Ev. Terrein
	3.8	4.3	Ev. Terrein
Gemiddelde	**3.98**	**3.67**	
St. Afwijking	0.26	0.49	
Ttest	0.31		
Klei (%)	7	9	Ev. Terrein
	10	12	Ev. Terrein
	11	8	Ev. Terrein
	9	8	Ev. Terrein
Gemiddelde	**9.25**	**9.25**	
St. Afwijking	1.71	1.89	
Ttest	1.00		
Zand (%)	66	66	Ev. Terrein
	62	65	Ev. Terrein
	59	67	Ev. Terrein
	64	72	Ev. Terrein
Gemiddelde	**62.75**	**67.50**	
St. Afwijking	2.99	3.11	
Ttest	0.07		
pH	7.4	7.4	Ev. Terrein
	7.2	7.4	Ev. Terrein
	7.1	7.3	Ev. Terrein
	7.4	7.3	Ev. Terrein
Gemiddelde	**7.28**	**7.35**	
St. Afwijking	0.15	0.06	
Ttest	0.39		
Bulkdichtheid (g/cm^3)	1.16	1.16	Stadspark
	1.40	1.40	Stadspark
	1.44	1.36	Stadspark
	1.49	1.49	Stadspark
	1.48	1.48	Stadspark
	1.19	1.20	Stadspark
	1.39	1.50	Stadspark
	1.47	1.47	Stadspark
	1.35	1.35	Stadspark
Gemiddelde	**1.36**	**1.37**	
St. Afwijking	0.14	0.14	
Ttest	0.75		
Totaal N (g/kg)	1.60	1.40	Ev. Terrein
	1.74	1.50	Ev. Terrein
	1.90	1.41	Ev. Terrein
	1.85	1.52	Ev. Terrein
	1.88	1.89	Moestuin
	1.67	1.87	Moestuin
Gemiddelde	**1.77**	**1.60**	
St. Afwijking	0.12	0.22	
Ttest	0.02		
P voorraad [mg P205 /100 gram]	*6*	*166*	*Buurtgroen*
	6	*228*	*Buurtgroen*
	9	*200*	*Buurtgroen*
	70	*158*	*Moestuin*
	78	*226*	*Moestuin*

De P-resultaten tonen verschillende vormen van P: bodemvoorraad (links) en totale bodemvoorraad (rechts).

5. Professionele BGI versus Basisindex

Hoewel we hebben opgemerkt dat de basisindex niet dezelfde kwaliteit informatie geeft als de professionele BGI (*zie hoofdstuk 7*), is het toch interessant om te zien hoe de twee zich tot elkaar verhouden als ze allebei op dezelfde locatie worden gebruikt, en daardoor de basisindex te beoordelen voor gebruik als alternatief of als aanvulling op de professionele BGI.

In Tabel D 3 worden bepalingen van textuur en pH in beide indices vergeleken voor vier tuinen in Amsterdam. Hoewel ze niet dezelfde textuurklasse teruggaven, was de textuur die de twee systemen gaven niet veel verschillend. In de moestuin en tuin 1 identificeerde de professionele index lemig zand en de basisindex zandige leem. In tuin 2 en 3 werd door beide systemen leem geïdentificeerd, maar het type leem verschilde. Ook de pH-waarden waren over het algemeen vergelijkbaar met hoe ze zouden scoren (allemaal net hoger dan het streefwaardenbereik), hoewel het verschil in de moestuin en tuin 2 (0.5 op de pH-schaal is best veel) laat zien dat meer herhalingen misschien noodzakelijk waren, aangezien veld- en laboratoriumtests zeer goed kunnen correleren (Van Delft et al., 2024).

Tabel D 3 *Bodemindicatoren resultaten, uit bodems getest met de professionele en basis bodemgezondheidsindex (BGI), op vier locaties in Amsterdam. 'Bodemdiepte' is de diepte waarop een verdichte laag wordt aangetroffen.*

	Professionele BGI	**Basisindex**
Moestuin	Lemig zand pH = 7.08 Infiltratiecapaciteit (score = 0.0) Goede porositeit (score = 1.0)	Zandige leem pH = 6.63 Infiltratie (score = 0.0) Gemiddelde porositeit (score = 0.5)
Tuin 1	Lemig zand pH = 7.1 Indringingsweerstand (score = 0.6); bodemdiepte 22 cm. Weinig aaltjes (score = 0.0), maar andere biologie goed (score = 1.0)	Zandige leem pH = 6.95 Indringingsweerstand (score = 0.4); bodemdiepte 20 cm. Bodemleven (0.55)
Tuin 2	(Zandige) leem pH = 7.0 Indringingsweerstand (score = 0.5); bodemdiepte 21 cm. Infiltratie (score = 1.0)	Siltige/Kleiige leem pH = 7.5 Indringingsweerstand (score = 0.0); bodemdiepte 0.0 cm. Infiltratie (score = 0.0)
Tuin 3	Klei leem pH = 7.2 Indringingsweerstand (score = 0.6); bodemdiepte 39 cm. Infiltratie (score = 0-1)	Siltige/Kleiige leem pH = 7.5 Indringingsweerstand (score = 0.0); bodemdiepte 0 cm. Infiltratie (score = 0)

De exacte waarden van de professionele en basis-BGI kunnen echter tot op zekere hoogte verschillen, zolang de signalen maar consistent zijn. Daarom is de belangrijkste vraag of de twee indices dezelfde potentiële bodemgezondheidsproblemen identificeerden. Onder de textuur en pH in Tabel D 3 staan indicatoren die met beide indices werden gemeten en die 0.5 of minder scoorden in *ten minste een van de twee* indexbepalingen. Contaminanten zijn hierbij niet meegerekend, omdat deze bepalingen dezelfde labresultaten gebruikten voor de score.

In het algemeen identificeerden beide indices dezelfde punten van zorg. In de moestuin werd infiltratiecapaciteit zeer laag gescoord met beide BGI's. In tuin 1 werden de indringingsweerstand en het bodemleven (gemiddeld) door beide indices als mogelijk problematisch aangemerkt (score: 0.4-0.6). De resultaten van tuin 2 en 3 laten zien dat de basisindex voor indringingsweerstand misschien iets robuuster moet worden gemaakt. Het is mogelijk dat, afhankelijk van de gebruiker, een iets dikkere draad nodig is om resultaten te produceren die meer lijken op de professionele methode. Maar, met scores van 0.5 en 0.6 gaf de professionele index ook een potentieel probleem aan. Dus het signaal van de basisindex, hoewel mogelijk gevoeliger dan de professionele index, was niet onjuist.

Samenvattend kan de basisindex een redelijke signaalfunctie bieden voor de gezondheid van de bodem in tuinen. Hoewel het niet dezelfde mate van zekerheid biedt als de professionele index, lijken de resultaten ervan signalen af te geven die consistent zijn met die van de professionele index.

6. Belangrijkste aanpassingen en opmerkingen

In deze paragraaf worden de belangrijkste aanpassingen aan de BGI Amsterdam opgesomd, die uit de testronden naar voren zijn gekomen.

(P1) Aanpassing: referentiebereik indringingsweerstand voor *Tuinen zonder moestuin*
- Het referentiebereik verandert van 1.2-2.0 MPa naar 1.5-3.0 Mpa.

(P2) Opmerking: referentiebereik indringingsweerstand voor *Groen evenemententerrein* te klein
- Voorgesteld wordt om nog eens kritisch te kijken naar het streefwaardenbereik van de indringingsweerstand bij groen evenemententerrein, en dat wellicht te verruimen (van 1.5-3.0 MPa naar bijvoorbeeld 1.5-4.0).

(P3) Aanpassing: informatieregel *diepte* (van een verdichte laag) bij indringingsweerstand in scoreblad
- Er werd een extra score in het Excelrekenblad opgenomen om de diepte aan te geven waarop de indringingsweerstand voor het eerst een waarde van 2 MPa bereikte.

(P4) Aanpassing: de boven(score)grens van pH verhoogd
- De optimale pH-bereiken (streefwaarden) werden niet gewijzigd, maar door het verhogen van de maximale pH-waarde (d.w.z. de drempelwaarde waarbij de bodemscore nul bereikt) zullen de scores niet zo snel dalen bij hogere pH-waarden.

(P5) Aanpassing: de score voor fosfor gevoeliger gemaakt
- De score voor lage fosforgehaltes werd gevoeliger gemaakt door de scores uit te breiden tot 0, in plaats van alle scores als ≥ 0,5 te definiëren.

Er zijn ook twee belangrijke aanpassingen aangebracht in het Excelwerkblad die hierboven nog niet zijn genoemd.

(P6) Aanpassing: toevoeging standaardafwijking score aan het Excelwerkblad (*Interactief-BGI*)
- Er is in het Excelwerkblad aan de resultaten van de afzonderlijke indicatormetingen in de kolommen *Gemiddelde meetwaarde* en *Gemiddelde Score* een kolom *Standaardafwijking Score* toegevoegd. Deze kolom geeft de standaardafwijking[13] weer van de afzonderlijke scores die worden berekend aan de hand van de individuele metingen van de betreffende indicator. De standaardafwijkingsscore, die berekend wordt uit minimaal twee waarnemingen, heeft een bereik tussen 0.0 en 0.5, waarbij een waarde van 0.0 aangeeft dat alle scores van de afzonderlijke metingen gelijk waren en een waarde van 0.5 een maximale spreiding in de afzonderlijke scores (en dus ook in de afzonderlijke meetwaarden). Indien de standaardafwijking van de scores groter is dan 0.2, geeft dit aan dat er in het veld voor deze indicator een aanzienlijke variatie wordt gevonden.

(P7) Aanpassing: toevoeging van een kostenschatting aan het Excelwerkblad (*Interactief-BGI*)
- Om snel een overzicht te hebben van de kosten die gepaard gaan met een bodemgezondheidsbeoordeling, is er nu een tabblad in het Excelwerkblad om snel een schatting te maken van de veld- en laboratoriumkosten. Een gebruiker kan maximaal vijf homogene zones invoeren en vervolgens een aantal herhalingen kiezen (het aantal herhalingen kan desgewenst per indicator verschillen). De gebruiker moet dan de prijs van laboratoriumtests invoeren, de kosten van een uur veldwerk, en geschatte tijden voor veldwerk (er zijn standaardwaarden in het blad, maar deze kunnen worden aangepast op basis van de ervaring van de gebruiker). Vervolgens worden de totale kosten getoond en kunnen de aantallen worden aangepast om een bepaald budget te bereiken.

[13] De standaardafwijking is een statistische maat die de spreiding of verspreiding van waarden rondom het gemiddelde van een dataset aangeeft. Een kleine standaardafwijking betekent dat de waarden dicht bij het gemiddelde liggen, terwijl een grote standaardafwijking wijst op een grotere variatie.

Bijlage E Definitielijst

Een aantal sleuteltermendefinities is opgesteld, zodat voor alle betrokkenen duidelijk is wat in het kader van de BGI bedoeld is met deze termen. Tabel E 1 hieronder geeft deze termen en definities weer, met in de laatste kolom een bronvermelding.

Tabel E 1 *Definities van sleuteltermen in het kader van de BGI Amsterdam. Als meerdere termen (nagenoeg) dezelfde betekenis hebben zijn deze in de kolom 'term' opgenomen. De* ***dikgedrukte*** *term is de voorkeursterm. Schuingedrukte tekst geeft een toelichting op de definitie.*

Term	Definitie	Bron/Source
Bodem-ecosysteemdienst	Bodem-ecosysteemdiensten zijn de aan de bodem gerelateerde subset van ecosysteemdiensten die rechtstreeks worden gecontroleerd of geleverd door bodems en hun chemische, fysische en biologische eigenschappen, processen en functies.	Van den Elsen et al. (2024)
Bodemfunctie	Een specifieke taak van de bodem in het vervullen van bodem-ecosysteemdiensten en/of doelstellingen voor een bepaald gebruik. *Dit rapport richt zich specifiek op zeven essentiële bodemfuncties: draagkracht, drager voor groenvoorziening, habitat voor ecologie, buffering/filtering, voedselproductie, waterregulering en watervoorziening (zie Figuur 1).*	Dit rapport
Bodemgebruik/ Bodemgebruiksdoel/ Landgebruik	Het overheersende, effectieve gebruik van de grond voor bepaalde activiteit(en), begroeiing, teelt(en) of bebouwing. Dit gebruik kan toekomstig, gepland of huidig zijn en is van toepassing op zowel grote schaal (bijv. een stadspark van meerdere hectaren) als kleine schaal (bijv. een tuin van een paar vierkante meter). *Binnen de Raamwerkdefinitie gezonde bodem Amsterdam worden negen vormen van bodemgebruik onderscheiden.*	Vlaar et al. (2023); Van den Elsen et al. (2021); European Environment Agency (2023)
Bodemgezondheid/ Een gezonde bodem	Een bodem die voldoet aan de chemische, fysische en biologische eisen voor het betreffende bodemgebruiksdoel en waarvan de duurzame (ecologische) draagkracht niet overschreden wordt. Het vermogen van een bodem om op lange termijn duurzame ecosysteemdiensten te leveren.	Vlaar et al. (2023); Van den Elsen et al. (2021); European Environment Agency (2023) Faber et al. (2022)
Bodemkoolstof	Zie hoofdstuk 6 – *par. 6.1.1 Organische stof*	Dit rapport
Bodemvruchtbaarheid	Het vermogen van de bodem om voedingsstoffen, water en een medium voor wortelontwikkeling te leveren die nodig zijn voor plantengroei.	Benchmarks (2025); SoilCare (2021)
D60/D10	De gelijkmatigheidscoëfficiënt die de mate van homogeniteit van de diameter van de korrels uitdrukt. "De notatie hiervan is … D60/D10. *In de praktijk noemen we dat de eentoppigheid van het zand. Hoe lager het getal, hoe eentoppiger het zand. Voor dresszand ligt die waarde zo tussen 2 en 2,5. D60 staat voor de diameter waarbij 60 procent van het zand fijner is dan D60. D10 staat voor de diameter waarbij 10 procent van het zand fijner is dan die D10. Hoe dichter deze twee getallen bij elkaar liggen, hoe eentoppiger het zand is." (pg. 48; (De Boer 2012))*	De Boer (2012)

Term	Definitie	Bron/Source
Draagkracht	Onder draagkracht of draagvermogen van een grond wordt de weerstand verstaan die de toplaag kan bieden aan een uitgeoefende druk zonder blijvende insporing of vervorming te ondergaan. *De draagkracht van de bodem wordt meestal gerelateerd aan de indringingsweerstand die kan worden gemeten met een penetrometer.* *Diverse factoren bepalen de draagkracht van een bodem, waaronder de drukhoogte of vochtspanning in de bovenste centimeters van de bodem, de dichtheid van de toplaag, de aanwezigheid van begroeiing, bijvoorbeeld een grasmat en de hoeveelheid organische stof in de bodem. De eenheid voor indringingsweerstand is [Pa].* *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Remmelink et al. (2020)
Drager voor groenvoorziening	Een voedingsbodem zijn voor vegetatie. *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Vlaar et al. (2023)
Drainerend vermogen	Het vermogen van een bodem om water af te voeren door percolatie.	SoilCare (2021)
Drempelwaarde	Drempelwaarden van indicatoren worden gezien als grenswaarden waarboven of waaronder kritieke verandering plaatsvindt.	Van den Elsen et al. (2024); Matson et al. (2024)
Duurzaam bodemgebruik	Een bodemgebruik waarbij de bodem continu en zonder achteruitgang gewenste functies en/of diensten kan vervullen. Anders geformuleerd: de relevante bodemeigenschappen voor een bepaalde functie over- (of onder)schrijden de drempelwaarden voor die eigenschappen nu en in de toekomst niet.	Dit rapport
Grondwaterpeil/ grondwaterstand/ freatisch vlak/ grondwaterspiegel	Het niveau van het grondwater beneden maaiveld, ofwel de hoogte van het vrije water in een peilbuis of open boorgat.	Voor gedetailleerde hydrologische grootheden, zie: Ritzema et al. (2012)
Habitat voor ecologie	Ruimte geven en geschikte drager zijn voor bodemecologie. *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Vlaar et al. (2023)
Indicator, bodemindicator	Een enkele variabele of een reeks variabelen die is gekozen om een specifieke (bodem)eigenschap weer te geven of af te leiden. Meetbare bodemeigenschappen of -functies, die kunnen aangeven in welke mate bodems de verwachte ecosysteemdiensten kunnen vervullen.	Van den Elsen et al. (2024) Lehmann et al. (2020)
Infiltratiecapaciteit	De maximale snelheid waarmee water onder bepaalde omstandigheden in de bodem kan infiltreren. *Deze definitie impliceert dat het water zich verplaatst vanaf het oppervlak naar onder het oppervlak.* *De eenheid is [m/uur] of [mm/d].*	SoilCare (2021)
Natuurlijke filter/accumulatie van stoffen	Binding en buffering van chemische verbindingen. *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Vlaar et al. (2023)
Parameter	Zie: indicator	-
Porositeit	Het totaalvolume van water- en luchtgevulde poriën per volume-eenheid bodem. *De porositeit is het volumeaandeel van niet vaste delen in een bodem. De porositeit wordt uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1.*	SoilCare (2021)
Referentiewaarde of -bereik, Verdeling	Een type streef-/drempelwaarde afgeleid van indicatorgegevens die het achtergrondbereik vertegenwoordigen (bodems met vergelijkbare omstandigheden: bodemtype, klimaatzone en hoogte, landgebruik en beheer), zonder te specificeren of de waarden goed of slecht zijn voor de bodemgezondheid.	Matson et al. (2024)
Streefwaarde/Doelwaarde	De streefwaarde (een enkele waarde of een bereik) is de gewenste waarde of het gewenste bereik voor een bepaalde indicator of reeks indicatoren, gegeven specifieke ecologische omstandigheden, landgebruik en gebruiksdoelen.	Van den Elsen et al. (2024); Matson et al. (2024)
Voedselproductie	Het laten groeien van eetbare gewassen en veeteelt. *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Vlaar et al. (2023)

Term	Definitie	Bron/Source
Waterberging (in de bodem), Bodemberging, Berging	Het vermogen van de bodem om water (tijdelijk of permanent) op te slaan. Het maximale bergend vermogen is gelijk aan de porositeit van een bodem. *Waterberging wordt uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1, waarbij een waarde van 1 staat voor een 100% watergevuld poriënvolume.* *De term waterberging is in de hydrologie een begrip dat zowel waterberging in de bodem als in overige waterlichamen uitdrukt, zoals sloten, beekjes, wadi's, rivieren. In dit document gebruiken we de term specifiek voor waterberging in de bodem.*	Dit rapport
Waterdoorlatendheid	Een kwantitatieve maat voor hoe gemakkelijk water door de bodem stroomt per tijdseenheid en lengte-eenheid (bijv. [m/dag]). De doorlatendheid kan voor elke bodemlaag worden berekend.	SoilCare (2021)
Waterregulatie	De capaciteit van de bodem om water op te vangen, op te slaan en te geleiden voor later gebruik en om droogte, overstromingen en erosie te voorkomen. *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Benchmarks (2025); SoilCare (2021)
Watervasthoudend vermogen	De hoeveelheid water die de bodem kan vasthouden/bevatten tussen veldcapaciteit (pF 2.0) en verwelkingspunt (pF 4.2). *De termen veldcapaciteit en verwelkingspunt zijn gedefinieerde punten op de waterretentiekarakteristiek. Het water dat in de bodem zit bij vochtspanningen tussen deze twee punten is voor planten beschikbaar.* *Veldcapaciteit is de hoeveelheid water in de bodem na regenval en enkele dagen vrije drainage. Water bij een zuigspanning groter dan pF 4.2 is voor plantenwortels niet meer op te nemen en planten zullen verwelken.* *Het watervasthoudend vermogen is sterk afhankelijk van de textuur en wordt ook beïnvloed door het organischestofgehalte.*	Dit rapport
Watervoorziening voor plantengroei	Deze term omvat het vermogen van de bodem om water op te slaan, vast te houden en in periodes van droogte weer af te geven aan planten (inclusief bomen). We hebben het hier dus specifiek over watervoorziening ten dienste van groen. Watervoorziening voor plantengroei is een zogenaamde *provisioning* service: een *voorzienende* dienst. *Dit is een van de essentiële bodemfuncties in Figuur 1.*	Dit rapport

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 3432
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.700 medewerkers (7.000 fte), 2.500 PhD- en EngD-kandidaten, 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore the potential of nature to improve the quality of life

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 0317 48 07 00
wur.nl/environmental-research

Rapport 3432
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.700 medewerkers (7.000 fte), 2.500 PhD- en EngD-kandidaten, 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

The Amsterdam Soil Health Index

Measuring, assessing and improving urban soil health

Amanda Matson, Erik van den Elsen, Kees Teuling, Hessel Woolderink, Gerard Korthals, Paul Römkens

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

The Amsterdam Soil Health Index

Measuring, assessing and improving urban soil health

Amanda Matson, Erik van den Elsen, Kees Teuling, Hessel Woolderink, Gerard Korthals, Paul Römkens

This study was conducted by Wageningen Environmental Research in collaboration with and funded by the City of Amsterdam (project number 5200048067).

Wageningen Environmental Research
Wageningen, April 2025

Reviewed by:
Simone Verzandvoort, research editor (Wageningen Environmental Research)

Approved for publication:
Mirjam Hack-ten Broeke, team leader of Soil, Water and Land Use

Report 3432 (English version)
ISSN 1566-7197

WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Matson, A., van den Elsen, E., Teuling, K., Woolderink, H., Korthals, G. en Römkens, P., 2025. *The Amsterdam Soil Health Index; Measuring, assessing and improving urban soil health.* Wageningen, Wageningen Environmental Research, Report 3432 (English version). 88 pp.; 20 fig.; 8 tab.; 90 ref.

The description of a soil health index for urban soils, developed in cooperation with the Municipality of Amsterdam and Department of Environment, including the outcomes from a small set of initial test locations in Amsterdam.

Key words: soil health, urban soils, soil assessment, citizen science

Matson, A., van den Elsen, E., Teuling, K., Woolderink, H., Korthals, G. en Römkens, P. 2025. *De Bodemgezondheidsindex Amsterdam; Stedelijke bodemgezondheid meten, beoordelen en verbeteren.* Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3432. 88 blz.; 20 fig.; 8 tab.; 90 ref.

De beschrijving van een bodemgezondheidsindex voor stedelijke bodems, ontwikkeld in samenwerking met de Gemeente Amsterdam en de Omgevingsdienst, inclusief de resultaten van een kleine set eerste testlocaties in Amsterdam.

Trefwoorden: bodemgezondheid, stedelijke bodems, bodembeoordeling, citizen science

The pdf file is free of charge and can be downloaded at https://doi.org/10.18174/686912 or via the website www.wur.nl/environmental-research (scroll down to Publications – Wageningen Environmental Research reports). Wageningen Environmental Research does not deliver printed versions of the Wageningen Environmental Research reports.

© 2025 Wageningen Environmental Research (an institute under the auspices of the Stichting Wageningen Research), P.O. Box 47, 6700 AA Wageningen, The Netherlands, T +31 (0)317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is part of Wageningen University & Research.

- Acquisition, duplication and transmission of this publication is permitted with clear acknowledgement of the source.
- Acquisition, duplication and transmission is not permitted for commercial purposes and/or monetary gain.
- Acquisition, duplication and transmission is not permitted of any parts of this publication for which the copyrights clearly rest with other parties and/or are reserved.

Wageningen Environmental Research assumes no liability for any losses resulting from the use of the research results or recommendations in this report.

In 2003 Wageningen Environmental Research implemented a quality management system according to the ISO 9001. Since 2006 Wageningen Environmental Research has been working with the ISO 14001 environmental care system. By implementing the ISO 26000 guideline, Wageningen Environmental Research can manage and deliver its social responsibility.

Wageningen Environmental Research Report 3432 (English version) | ISSN 1566-7197

Photo cover: Aerial view of Amsterdam city roofs beside Sarphati park

Contents

Verification **5**

Foreword **7**

Summary **9**

1 Why a soil health index **11**

2 The Amsterdam soil health index (BGI) **13**

2.1 Introduction 13
2.2 The sequence of steps in the BGI 17
2.3 Indicator tiers 19
2.4 Tier I indicators 19
2.5 Tier II indicators 20

3 Contextualisation and indicator selection **21**

3.1 Questionnaire for purpose and context of soil health assessment 21
3.2 Ex situ indicators 22

4 Soil sampling **24**

4.1 Legal requirements 24
4.2 Field plan preparation 24
4.2.1 Step 1 - Determining homogeneous zones 24
4.2.2 Step 2 - Choose sample locations 25
4.2.3 Step 3 - Laboratory analyses and budget 26
4.2.4 Step 4 - Taking samples 26

5 Determining the soil health score **28**

5.1 Targets, thresholds and references 28
5.2 Uncertainties 29
5.3 The scoring concept 29
5.4 Indicators, indicator groups and soil as a whole 30

6 Background information on indicators **32**

6.1 Organic matter indicators 32
6.1.1 Organic matter 32
6.2 Physical indicators 34
6.2.1 Texture 34
6.2.2 Penetration resistance 35
6.2.3 Infiltration capacity 37
6.2.4 Porosity 39
6.2.5 Water-holding capacity 40
6.2.6 Bulk density 40
6.3 Chemical indicators 41
6.3.1 Acidity (pH) 41
6.3.2 Nutrients (focus on N, P, K) 42
6.3.3 Contaminants (Pb or standard package) 43
6.3.4 Salinity (EC) 46
6.4 Biological indicators 47
6.4.1 Nematodes (total and plant parasitic) 47
6.4.2 Bacterial biomass and fungal biomass 49
6.4.3 Earthworms 50

7 Basic index for soil health 52

8 Literature and sources 53

Appendix A Interactive BGI User Manual 59

Appendix B Field guide: professional BGI 63

Appendix C Field guide: basic BGI 68

Appendix D Results of the BGI test rounds 76

Appendix E Definition list 86

Verification

Report: 3432 (English version)
Project number: 5200048067

Wageningen Environmental Research (WENR) attaches great importance to the quality of its end products. A review of reports for scientific quality by a referee is a standard part of our quality policy.

Agreement referee who reviewed the (Dutch version) report

position: Researcher

Name: Simone Verzandvoort

date: 13.02.2025

Agreement team leader for content,

name: Mirjam Hack-ten Broeke

date: 01.04.2025

Foreword

The Amsterdam soil health index (or BGI – for "bodemgezondheidsindex"), as described in this report, is the result of a co-created research project between Wageningen Environmental Research, the municipality of Amsterdam and the North Sea Canal Area Environmental Service, to create a context-specific soil health index for Amsterdam's urban soils. The result of that collaboration, the BGI, is a practical tool, primarily intended for people working on soil health in practice. The BGI consists of six main components:

1. The scientific background and explanations of the BGI (the main text of this document)
2. An Excel worksheet (*Interactive-BGI*) that provides support for indicator selection, budget estimation, processing measurement data, and soil assessment by calculating soil scores (https://doi.org/10.5281/zenodo.14811203). *The user manual for the excel sheet is attached in Appendix A of this document*
3. A field guide for the professional BGI (Appendix B in this document)
4. A field guide to the basic index (BGI indicators that can be assessed with simple equipment or observations, rather than by a professional laboratory; Appendix C in this document)
5. General results of some initial field tests of the BGI at various locations in Amsterdam (Appendix D in this document)
6. A list of definitions (Appendix E in this document)

Summary

Soils are a crucial element in the functioning of ecosystems. Much of what is known about soils comes from research on agricultural soils, but soils are also important in urban areas. Urban soils are a medium for plant growth, support local climate regulation and act as a carrier for above- and below-ground infrastructure. Despite this, very little research has been done on understanding and modelling the functioning of urban soils. In this report, we lay the foundation for a soil health index (BGI) for urban areas, through a focus on the municipality of Amsterdam. We develop the index to provide information to soil users while providing structure for soil monitoring. This helps to fill gaps in knowledge about urban soils and supports knowledge development.

This first version of the urban soil health index (BGI) looked at six forms of urban soil use: green event sites, urban parks, food gardens, gardens without food, neighbourhood green spaces and sealed soils. Relevant indicators were selected for each of these six soil uses. Based on these, soil health is assessed with professional laboratory tests or, for gardens, with the simplified DIY *basic index*. Based on the corresponding assessment scores, it can be decided whether soil health is adequate for the site-specific use or measures can be taken to improve soil health.

This report contains eight chapters and five appendices.

- Chapter 1 introduces the importance of urban soil health and a soil health index.
- Chapter 2 describes the BGI system and its indicators.
- Chapter 3 describes how context is incorporated into the system through a series of context questions.
- Chapter 4 describes how to plan and carry out field sampling.
- Chapter 5 describes how the data are used to determine a soil health score.
- Chapter 6 provides background information for each of the indicators.
- Chapter 7 introduces the basic index (an additional, practical index prepared for users who want to assess soil health themselves).
- Chapter 8 provides literature sources for more information.
- Appendix A is the manual for the Interactive-BGI (an interactive Excel worksheet [https://doi.org/10.5281/zenodo.14811203] for answering the context questions, choosing indicators, estimating the cost of a soil health assessment, entering data from the field/lab and calculating soil health scores).
- Appendix B is the field guide for sampling using the professional soil health index.
- Appendix C is the field guide for sampling using the basic index.
- Appendix D summarises key lessons learned from some initial testing of the BGI system that took place in Amsterdam.
- Appendix E is a list of definitions of relevant terms used in the report.

1 Why a soil health index

Soil is a crucial element for ecosystem functioning. People depend on soil to provide food, building materials, clean air and water, climate regulation and adaptation, and green areas for nature and recreation, among other things. Yet it is estimated that across Europe, more than 60% of soils are currently unhealthy (Veerman et al. 2020). This may have long-term implications for the ability of soils to provide desired ecosystem services. To address this problem, we need methods to assess and monitor soil health and to support managers of green spaces in sustainable soil management.

Soil is a complex medium characterised by the interaction between chemical, physical and biological properties and processes. It is this complexity that complicates efforts towards sustainable soil management. Moreover, the concept of soil health is predominantly understood qualitatively, described as the capacity of a soil to provide long-term sustainable ecosystem services (Faber et al. 2022). This qualitative understanding makes it difficult to estimate to what extent specific soil management and use contributes to (or limits) a particular soil function and the related ecosystem services. Quantifying that interaction between management, soil properties and soil functions requires an understanding of soil type, climate, topography, management history, current land use and how they interact in time and space. The lack of knowledge about these complex interactions prevents us from developing a widely applicable method to assess soil health on a broad scale, in order to provide a basis for more sustainable soil management.

Much of what is known about soils comes from research on agricultural soils. However, in urban areas, unlike agricultural soils, the higher population density leads to a higher intensity and diversity of urban soil use and management than in agricultural soils. Yet very little research has been done to understand and model urban soil functioning. Moreover, urban soils contribute to a different diversity of functions[1] compared to agricultural soils, and thus should also be assessed differently. Urban soils are a medium for plant growth, but also support local climate regulation and act as a carrier for above- and below-ground infrastructure. This combination of land use and soil functions means that the natural spatial patterns of soils can only be assumed to be present to a very limited extent in urban soils. In addition, urban soils often have a more complex history, manifested in particular by a higher risk of the presence of contamination than in rural areas. This can affect the functioning and quality of urban soils (Yang et al. 2006).

To meet the increased need for knowledge and assessment systems of urban soils, it is important to better understand the soil complexity. To this end, we urgently need more and often different information for urban soils than the data that is currently available (i.e. data from standard environmental health soil surveys). In this report, we lay the foundation for a soil health index (BGI) for urban areas, through a focus on the municipality of Amsterdam. Using current knowledge of soil properties and soil functions, we develop an index to provide information to soil users while providing structure for soil monitoring. This helps to fill gaps in knowledge about urban soils and supports knowledge development. This index is explicitly intended as a "living tool" that can be adapted over time as knowledge improves.

The target and threshold values used in the BGI are, whenever possible, taken from scientific literature. Reference values (and some target and threshold values) were also taken from BLN 1.1 (Soil Indicators for Agricultural Soils in the Netherlands; De Haan et al. (2021)) or from the results of other relevant projects. The Framework Definition "Gezonde Bodem [Healthy Soils]" Amsterdam (Vlaar et al. 2023) includes values used by the municipality of Amsterdam and some of these were also adopted. Several values were then adjusted based on *expert knowledge* and/or on data collected during the project in Amsterdam. The resulting list of reference, target and threshold values can be found in the relevant sections of the Interactive BGI (Excel worksheet; user manual in Appendix A).

[1] Soil functions are commonly defined as tasks performed by soil to provide ecosystem services (see Appendix E), but there can be some overlap between functions and ecosystem services. This report focuses specifically on seven aspects relevant to urban areas: bearing capacity, support for green space, habitat for ecology, buffering/filtering, food production, water regulation and water supply, all of which are referred to as *soil functions* for simplicity (see Figure 1).

The soil health index (both forms: professional and basic index) is intended to be informative. While the information in the index can be incorporated into related policy instruments, the index structure itself was not developed - nor suitable - to serve as a rigid regulatory tool. Instead, it provides soil stakeholders with a tool to assess, understand, and improve soil health.

2 The Amsterdam soil health index (BGI)

2.1 Introduction

The Amsterdam soil health index (BGI) offers the possibility to assess soil health in a professional or simple way. Although the whole system (professional and simple) is referred to as "**the BGI system**" (or simply BGI), this paper focuses mainly on the professional option. When specifically describing the simpler version, it is referred to as the "basic index".

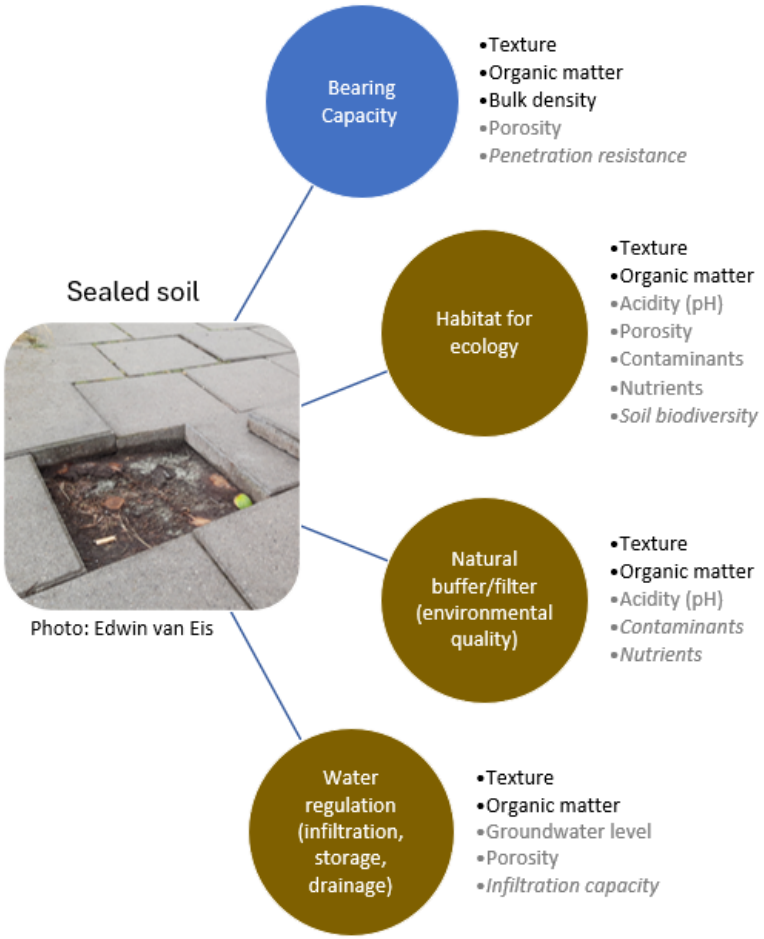
This first version of the BGI looked at six forms[2] of urban soil use:
- Green event sites
- Urban parks
- Urban gardens with food plants
- Urban gardens without food plants
- Neighbourhood green areas
- Sealed soils

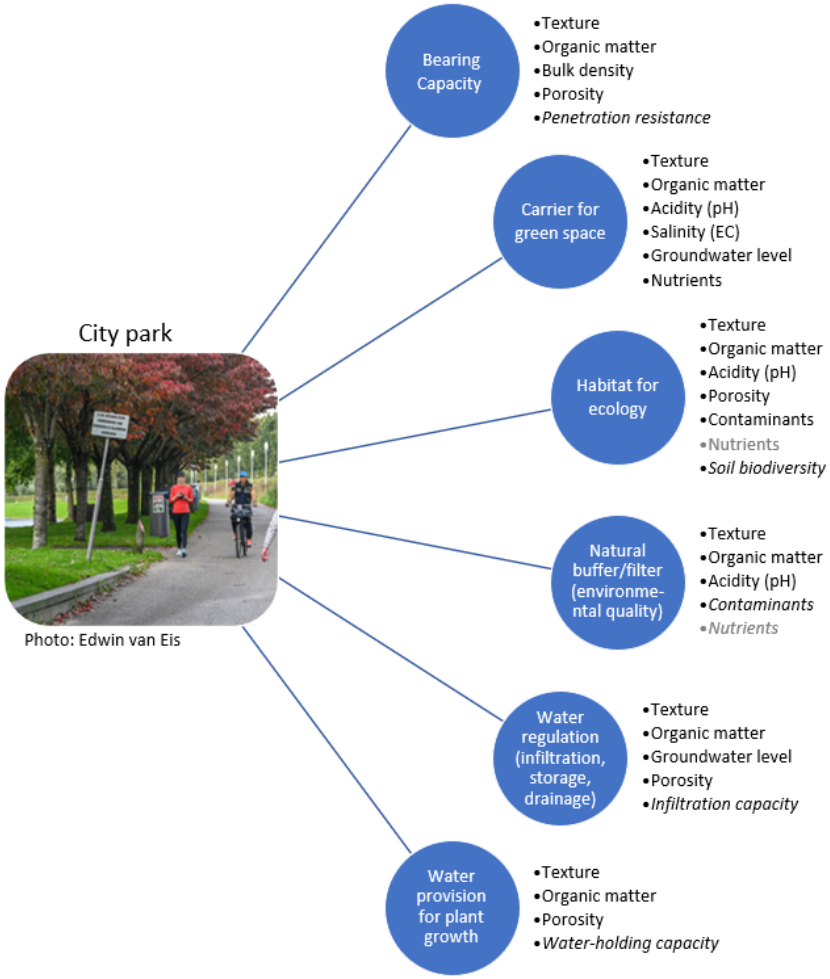
Within each of the six soil uses mentioned above, relevant soil functions were identified (Figure 1) and indicators were selected for the BGI, which can provide information on the extent to which a soil with these soil uses provides those functions. For gardens, the alternative, *basic index* was prepared for users wishing to self-assess the health of the soil in their gardens, using simple means. In doing so, the aim was to make the measurements needed for this assessment accessible in cases where users prefer not to invest in laboratory tests. Therefore, while this basic index requires the purchase of some basic supplies, it does not require measurements in a specialised laboratory. For both indices, a soil score reflects how well a soil meets the priorities set for it, in light of its intended use.

Figure 1 shows the indicators that affect the different functions that soil provides for the urban area. For a soil with low scores for one or more indicators, a user can use the diagrams to assess which indicator(s) to prioritise, based on which soil functions are most important for that soil use. Sealed soils should, above all, be stable. But where they do not impede stability, services such as buffering pollutants and providing habitat for some forms of soil life can also be promoted.

[2] There are three urban soil uses that are not mentioned. For the soil use target *trees*, standards have already been elaborated in the "Green Handbook" (https://openresearch.amsterdam/image/2020/12/8/handboek_groen.pdf) that are enforced in the City of Amsterdam and it is superfluous to repeat them. The soil use *natural landscape* is not covered by this index because these areas are all about natural development and not enforcement or appreciation. As the focus was on creating an urban index, *rural peripheral areas* were not included, but these can be assessed using an urban or agricultural index, depending on the context.

Green Event Site
Photo: Edwin van Eis
Bearing Capacity
•Texture
•Organic matter
•Bulk density
•Porosity
•Penetration resistance
Habitat for ecology
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Porosity
•Contaminants
•Nutrients
•Soil biodiversity
Natural buffer/filter (environmen-ntal quality)
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Contaminants
•Nutrients
Water regulation (infiltration, storage, drainage)
•Texture
•Organic matter
•Groundwater level
•Porosity
•Infiltration capacity
Water provision for plant growth
•Texture
•Organic matter
•Porosity
•Water-holding capacity


Sealed soil
Photo: Edwin van Eis
Bearing Capacity
•Texture
•Organic matter
•Bulk density
•Porosity
•Penetration resistance
Habitat for ecology
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Porosity
•Contaminants
•Nutrients
•Soil biodiversity
Natural buffer/filter (environmental quality)
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Contaminants
•Nutrients
Water regulation (infiltration, storage, drainage)
•Texture
•Organic matter
•Groundwater level
•Porosity
•Infiltration capacity


City park
Photo: Edwin van Eis
Bearing Capacity
•Texture
•Organic matter
•Bulk density
•Porosity
•Penetration resistance
Carrier for green space
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Salinity (EC)
•Groundwater level
•Nutrients
Habitat for ecology
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Porosity
•Contaminants
•Nutrients
•Soil biodiversity
Natural buffer/filter (environme-ntal quality)
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Contaminants
•Nutrients
Water regulation (infiltration, storage, drainage)
•Texture
•Organic matter
•Groundwater level
•Porosity
•Infiltration capacity
Water provision for plant growth
•Texture
•Organic matter
•Porosity
•Water-holding capacity

Neighbourhood green area
Photo: Edwin van Eis
Carrier for green space
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Salinity (EC)
•Groundwater level
•Nutrients
Habitat for ecology
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Porosity
•Contaminants
•Nutrients
•Soil biodiversity
Natural buffer/filter (environme-ntal quality)
•Texture
•Organic matter
•Acidity (pH)
•Contaminants
•Nutrients
Water regulation (infiltration, storage, drainage)
•Texture
•Organic matter
•Groundwater level
•Porosity
•Infiltration capacity
Water provision for plant growth
•Texture
•Organic matter
•Porosity
•Water-holding capacity

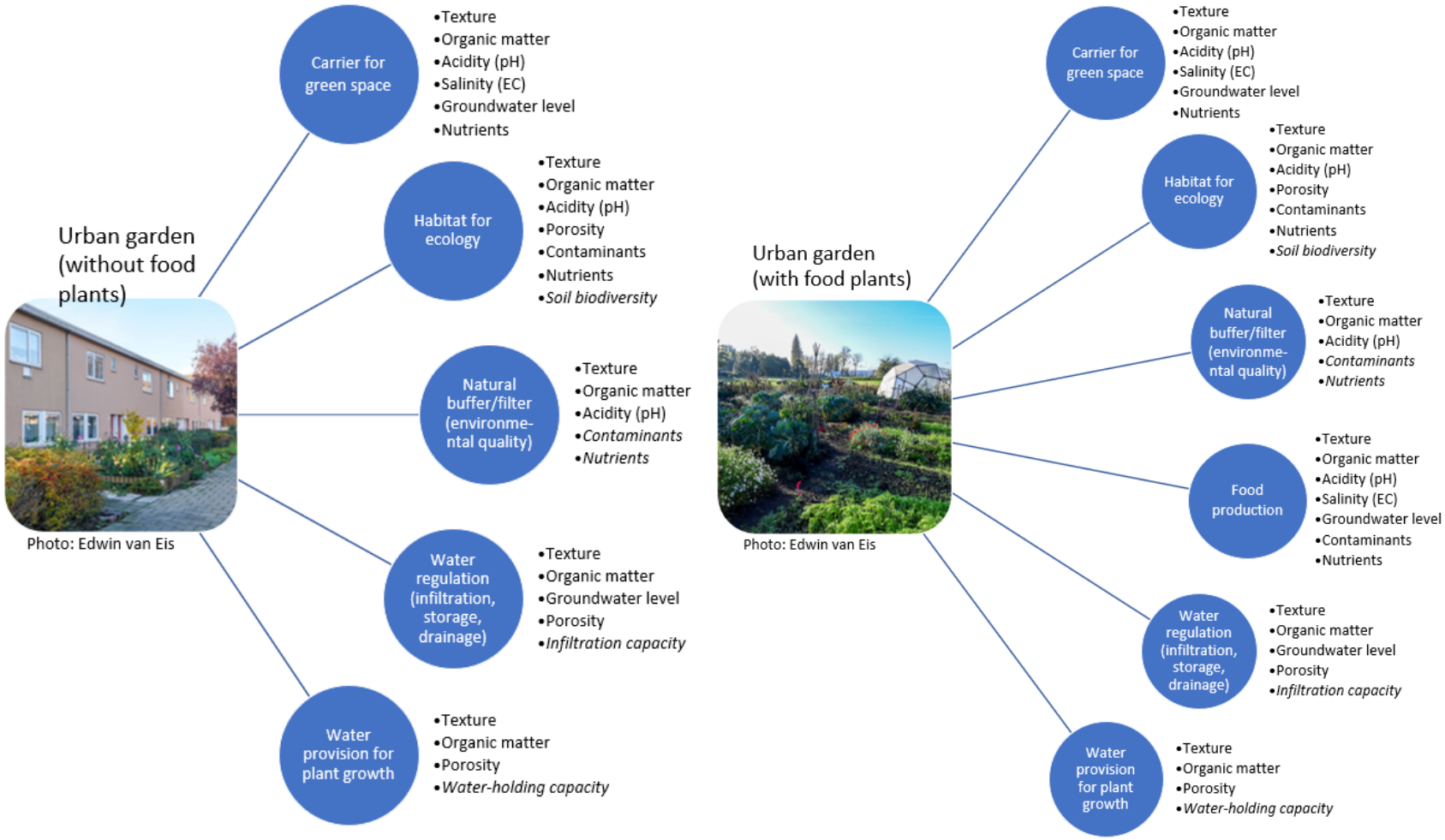


Figure 1 *Six diagrams of soil use, soil functions and related indicators for assessing soil health in urban areas. Each of the six diagrams shows a different soil use (name and example photo on the left). Within each soil use, important soil functions (in the blue/brown circles) for that use are shown. Within each soil function, indicators (listed to the right of each circle) for that soil function are shown. Note that only indicators included in the current version of BGI are shown. When soil functions are shown in a brown circle and indicators in grey, measurement/determination of those functions/indicators is possible, but were not prioritised for measurement/determination in the BGI system. There are two types of indicators: those that affect the soil function (listed first) and those that are a measure of that function (listed last and in italics). [Photos used with the permission of Edwin van Eis, Municipality of Amsterdam.]*

2.2 The sequence of steps in the BGI

Users of the basic index can go directly to Chapter 7. While it may be interesting to read the background information on sampling (Chapter 4), scoring (Chapter 5) and indicators/management (Chapter 6), none of the information before Chapter 7 is necessary to use the basic index.

To make use of the professional BGI, a number of steps need to be followed (Figure 2). These depend, among other things, on the purpose for using the BGI. For example, it can be used to determine the best soil use for a site (Figure 2-1), the soil health for a specific soil use (Figure 2-2) or the soil health of soil to be reused (Figure 2-3). On this basis, a number of questions need to be answered to determine the context (Figure 2-6; e.g. history of land use, specific needs, known problems, etc.) and select the soil indicators needed to determine the soil health of the site in question.

Once the relevant indicators have been determined, the next step is to prepare for soil sampling (Figure 2-7; Chapter **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). This is followed by actually conducting the soil health survey (Figure 2-8), which starts with a visual inspection followed by sample collection (*see the corresponding Field Guide in Appendix B*). After sampling, samples are sent to the laboratory (Figure 2-9) for analysis of soil indicators. Once the results of the measurements are received, they can be entered into the Interactive-BGI (*Excel worksheet with user guide in Appendix A;* Figure 2-10). It is recommended that the user goes through the worksheet with the user guide in Appendix A.

Based on the values of the soil indicators entered, the soil health is calculated (Figure 2-11) for the individual indicators, the indicator groups (organic matter, physical, chemical, biological) and for the soil as a whole. Based on these scores, it can be decided whether soil health is sufficient for the site-specific use purpose (Figure 2-13), after which the follow-up process (e.g. site development; Figure 2-14) can take place. If the score is insufficient, the soil use target can be adjusted (Figure 2-15) to the soil characteristics present or measures can be taken to improve soil health (Figure 2-16). It doing so, it can be useful to refer back, and link the individual indicators to the soil functions that they influence/reflect (Figure 1).

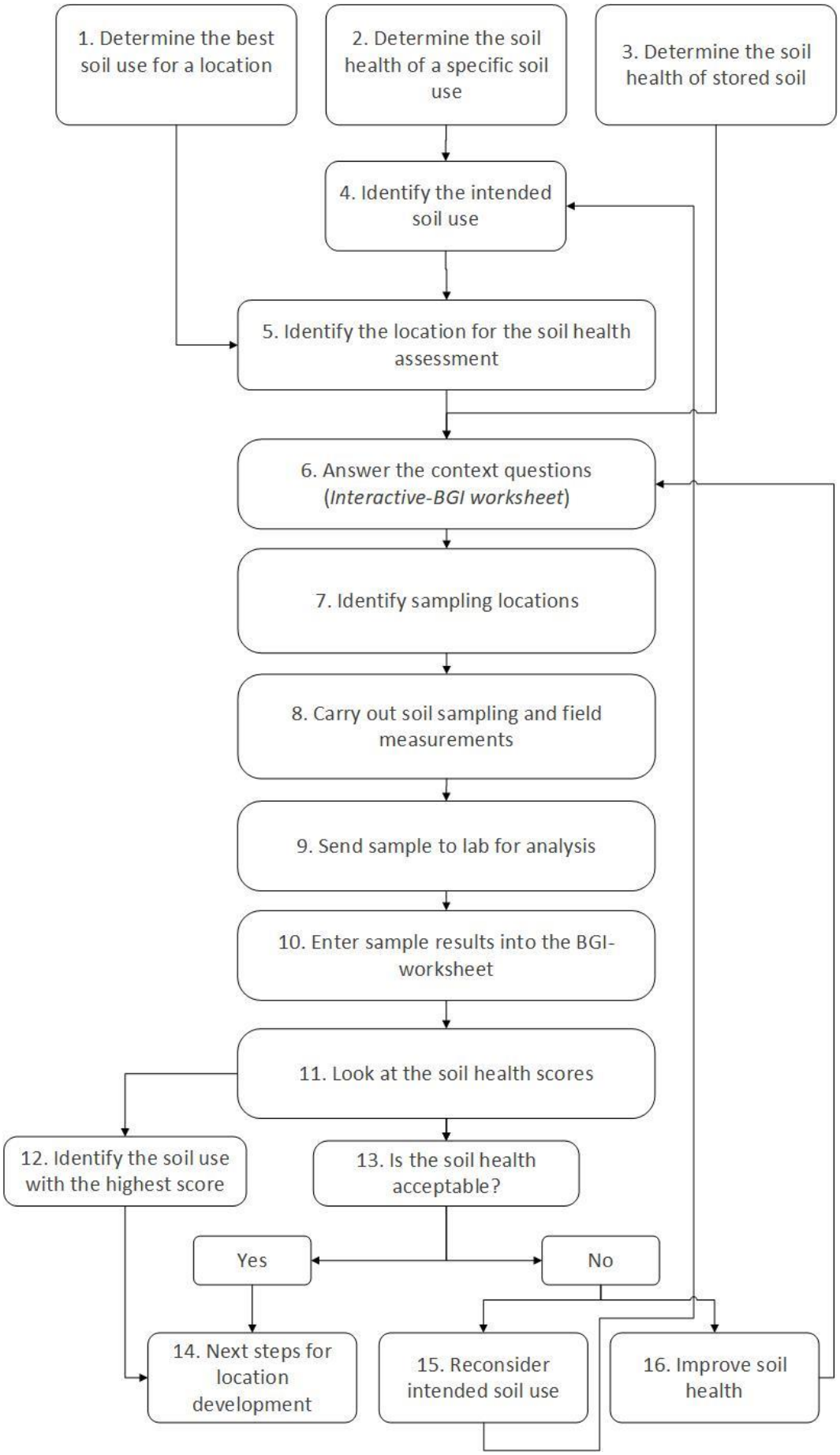


Figure 2 *The steps to use the soil health index (BGI) in an urban soil health assessment. The Excel worksheet (Interactive BGI; user manual in Appendix A) can be found here:* *https://doi.org/10.5281/zenodo.14811203*

2.3 Indicator tiers

The BGI is divided into two tiers: the standard tier (Tier I [Table 1]) and the supplementary tier (Tier II [Table 2]). The standard tier consists of a list of indicators that are *always* determined in a soil health assessment (except sealed soils or soil to be reused, which are special cases). The measurement of indicators in the additional level depends on the context (use purpose, important soil functions, site-specific conditions) in which the soil is located. To determine whether additional indicators should be included in the BGI survey, the index includes a series of questions, the context determination (*Contextualisation and*). This takes into account the fact that a soil user often has additional, valuable information about the soil that can contribute to an assessment. Based on the answers to these questions, only those Tier II indicators are selected that are necessary, answer additional questions, or relate to extraordinary circumstances.

The indicators in the BGI were chosen based on two criteria: robustness (suitability for most contexts) and cost-effectiveness (the minimum number of indicators that can still provide useful information). These criteria were chosen because the system is intended to be a science-based but pragmatic decision-making tool to support sustainable urban soil use and management. Based on the specific aspects of soil health or quality they evaluate, the indicators can be grouped into the following groups: Organic matter, Physical, Chemical and Biological indicators (see Table 1 and Table 2).

2.4 Tier I indicators

The indicators belonging to Tier I are given in Table 1. A detailed description of the indicators is given in the indicator background information (*Background information on* indicators).

Table 1 *The Tier I indicators in the urban soil health index. Indicators marked ✓ are always measured in a soil health assessment. An 'o' indicates that the indicator may be relevant in Tier II. An 'x' indicates that the indicator is not relevant for that soil use. The indicators are grouped into: Organic matter content (red), physical (blue), chemical (yellow) and biological (green). ET = Green event site, SP = City park, BG = Neighbourhood green space, TZ = Garden without food, MV = Food gardens, OV = Sealed soil.*

No	Indicator	Classic measurement method	Other method	Unit	ET	SP	BG	TZ	MV	OV
1	Organic matter content (SOM)	Combustion loss at 550 °C	NIRS	%	✓	✓	✓	✓	✓	✓
2	Texture (or grain size distribution)	Laser diffraction	Pipette method or NIRS	%	✓	✓	✓	✓	✓	✓
3	Penetration resistance	Penetrometer / Penetrologger	-	MPa	✓	○	○	○	○	X
4	Infiltration capacity	Double ring infiltrometer	Mini Disk infiltrometer	mm u^{-1}	✓	○	○	○	○	X
5	Porosity	100CC ring method	-	m^3 m^{-3}	✓	○	○	○	○	X
8	Acidity (pH)	Extraction in $CaCl_2$	NIRS	-	✓	✓	✓	✓	✓	X
9	Soil Pb content	Aqua Regia	-	mg kg^{-1} soil	✓	✓	✓	✓	✓	X
13	Nematodes, total number	Microscopy	-	Number 100 g^{-1} dry soil	✓	✓	✓	✓	✓	X
14	Nematodes, plant parasitic number	Microscopy	-	Number 100 g^{-1} dry soil	✓	✓	✓	✓	✓	X

2.5 Tier II indicators

The indicators belonging to Tier II are given in Table 2. A detailed description of the indicators is given in the indicator background information (*Background information on* indicators).

Table 2 *the Tier II indicators in the urban soil health index. These indicators are included in a soil health assessment under certain conditions (see Chapter 3). An 'x' indicates that the indicator is not relevant for that soil use. An @ -sign indicates that these indicators are measured only if that emerges from the context questions.*

No	Indicator	Classic measurement method	Other method	Unit	ET	SP	BG	TZ	MV	OV
3	Penetration resistance	Penetrometer	-	MPa	@	@	@	@	@	X
4	Infiltration capacity	Double ring infiltrometer	Mini Disk infiltrometer	mm m^{-2} u^{-1}	@	@	@	@	@	X
5	Porosity	100CC ring method	-	m^3 m^{-3}	@	@	@	@	@	X
6	Water-holding capacity	Sandbox/ pressure pan	Pedotransfer function: texture + SOM%	m^3 m^{-3}	@	@	@	@	@	X
7	Dry bulk density	100CC ring, mass after drying 105 °C	Pedotransfer function: texture + SOM%	kg m^{-3}	@	@	@	@	@	@
10	Contaminants	Aqua Regia	-	mg/kg soil	@	@	@	@	@	X
11	Nutrients	Lab analysis	NIRS	Miscellaneous	X	@	@	@	@	X
12	Salinity (EC)	Soil saturated paste	-	dS/m	@	@	@	@	@	X
15	Bacterial biomass	Microscopy	PLFA	µg PLFA g^{-1}	@	@	@	@	@	X
16	Fungal biomass	Microscopy	PLFA	µg PLFA g^{-1}	@	@	@	@	@	X
17	Earthworms	Water extraction	-	Number (# m^{-2})	@	@	@	@	@	X

3 Contextualisation and indicator selection

Relevant indicators for a soil health assessment depend on the research question and the context (e.g. history of land use, specific goals, known problems, etc.) in which a soil is located. Chapter 3 identifies soil indicators for some possible contexts using a set of context questions (Figure 2.6; Figure 2). The questions support the selection of relevant soil indicators from Table 1 and Table 2 and can be answered using the Excel spreadsheet (tab: Context Questions) or by reading through the questions here.

3.1 Questionnaire for purpose and context of soil health assessment

If the questionnaire in the Interactive-BGI *(Excel worksheet; user guide in Appendix A)* is used, a list of recommended indicators is automatically generated. However, the questionnaire below (identical to the questionnaire in the worksheet, except that some of the questions in the questionnaire below are automatically defined as "not applicable" in the worksheet) can also be used to manually choose the indicators and include them in an indicator list, except for sealed soil.[3]

1. Is this soil health assessment intended to:
   a. Explore options for future spatial development and gain insight into which future soil use is suitable for a particular site or area? If so, the full Tier I and Tier II indicator list should be used.
   b. Assess the suitability of a pre-determined soil use? Then go to question 2 below.
   c. Assess the re-use potential of an available batch of soil? Then look further under *ex situ indicators* (*see Chapter 3.2*).

2. Does the bearing capacity matter (is the area heavily used, e.g. by pedestrians or vehicles)?
   a. No, then proceed to question 3.
   b. Yes, then add penetration resistance (Tier II, number 1) to the indicator list and proceed to question 3.

3. Is the (average) groundwater level deeper than 50 cm below ground level?
   a. No, add salinity (EC; Tier II, number 8) to the indicator list and proceed to question 4.
   b. Yes, proceed to question 4.

4. Are there any signs of waterlogging? For example, prolonged ponding? Or is the soil use a green event site?
   a. No (to all questions), continue with question 5.
   b. Yes (to one or more questions), then add Penetration Resistance (Tier II, number 1), Infiltration Capacity (Tier II, number 2) and Porosity (Tier II, number 3) to the indicators list[4] and proceed to question 5.

5. Are there signs of excessive desiccation during warm periods? For example, think of withering grass or shrubs.
   a. No, then proceed to question 6.
   b. Yes, add Water-holding Capacity (Tier II, number 4) to the indicator list and proceed to question 6.

[3] For sealed soils, the recommended indicators are organic matter, texture and bulk density.
[4] Appendix B (Field Guide Professional Index) provides a flow chart that gives further guidance on the conditions under which one or more of penetration resistance, infiltration capacity and porosity, should be measured.

6. Is there any information on the current/historic soil use (or e.g. an environmental health survey) at this site?
   a. Yes, continue with question 7. (For event sites, also continue with question 7.)
   b. No, add contaminants (Tier II, number 6) and nutrients (Tier II, number 7) to the indicator list and proceed to question 11.

7. Could historical soil use have led to contamination (e.g. fire, industrial use, introduced soil, etc.) or are there other reasons to believe that contamination is possible? Or is food production part of the intended soil use?
   a. No (to all questions), continue to question 8 (For event sites, also continue with question 7.)
   b. Yes (to one or more questions), add contaminants (Tier II, number 6) to the indicator list[5] and proceed to question 8.

8. Are compost or other fertilisers and soil conditioners used in soil management?
   a. No, go on to question 9.
   b. Yes, add nutrients (Tier II, number 7) to the indicator list and proceed to question 9.

9. Are plants showing signs of nutrient deficiency, or is there a plan to plant plants with very specific needs?
   a. No (to all questions), proceed to question 10.
   b. Yes (to one or more questions), add nutrients (Tier II, number 7) to the indicator list and proceed to question 10.

10. Is biodiversity a specific goal or is it interesting to gain additional insight into soil life?
    a. No (to all questions), proceed to question 11.
    b. Yes (to one or more questions), add Bacterial biomass, Fungal biomass and Worms (Tier II, numbers 9-11) to the indicator list and proceed to question 11.

11. Is this soil original or has soil from elsewhere been added in the past?
    Adjust the number of samples according to the guideline in Section 4.2.2 (or in Appendix B - Field Guide Professional Index).

3.2 Ex situ indicators

Ex situ soil refers to soil that has been excavated and then stored for a period of time before being used (e.g. in a soil bank). As the physical properties of soil are disturbed by excavation and transport, it is not recommended to measure many of the physical soil indicators (except texture) in ex-situ batches of soil (e.g. at a soil bank or in temporary storage). However, organic matter content and chemical parameters should be measured in this case (Tier I and Tier II).

Whether biological indicators from ex situ soils are useful to assess the soil health depends, among other things, on the original soil quality (the quality of the soil when it was part of a soil), other soil properties (e.g. texture, organic matter content, history of the soil) and storage conditions. Therefore, it is difficult to set one general rule for whether or not to recommend biological indicators.

Studies have shown that the greatest change in soil life, after placing excavated soil in storage, can occur within the first six months (Grant et al. 2016), but also that in soil stored for more than five years, some soil life may still be present when soil formation begins again (Scullion et al. 1988). When storing soil in which earthworms need to survive, the height of the mound of soil should not exceed 1 metre, because stored soil below more than one metre becomes anaerobic and compacted and earthworms rarely survive in soil below that depth (Boyer and Wratten 2010, Boyer et al. 2011).

[5] A contaminants measurement is always recommended for food production. If data are available that rule out the presence of contaminants, it can be omitted.

Whether biological indicators are useful for assessing excavated soil also depends on what the intended further use is. Nevertheless, it may be important to measure biological indicators to understand what the baseline conditions are. Note that even soil considered "dead" can be brought back to the level of normally functioning soil by, for example, adding nutrients or removing contaminants (Bouwman et al. 2001). If rapid soil formation and plant growth are important, it may be useful to assess nematodes (Tier I, indicator number 9/10) or earthworms (Tier II, indicator number 11) to get a general idea of what is being introduced at the new site.

4 Soil sampling

A soil health assessment will usually require both soil sampling and analysis, and field measurements/observations. To prepare for a soil health assessment, it is necessary to determine the number of soil samples or field measurements needed, sampling and/or measurement locations, and required laboratory analyses. This chapter describes the steps and guidelines for planning sampling and/or field measurements (Figure 2-7; Figure 2), here further collectively referred to as *soil sampling* or *field sampling*. This field plan may need to be modified later based on field conditions (*see Appendix B*), but having a plan in place provides a basis for budgeting, preparing field materials and organising the sampling team. A description of how to carry out soil sampling (Figure 2-8; Figure 2) is in Appendix B.

If biological samples (nematodes, bacterial/fungal biomass or worms) are part of the sampling plan, the time of year should be taken into account. Soil life is strongly influenced by temperature and humidity, so cold or dry conditions should be avoided. Generally, spring (April/May) and autumn (Sept/Oct) are the best times to sample soil life, but suitable months obviously vary from year to year. If regular sampling is planned, try to sample in similar conditions of temperature and moisture each year so that any changes reflect actual changes at the site and are not due to variations in temperature and/or moisture.

4.1 Legal requirements

Users should ensure that all relevant legal requirements are met before starting a soil health assessment. Consider reporting excavation or drilling activities related to possible underground infrastructure such as cables and pipes. It is the user's responsibility to know and comply with locally applicable regulations.

4.2 Field plan preparation

Preparation of the field plan involves the following steps:
Step 1 - defining homogeneous zones
Step 2 - selection of sampling sites
Step 3 - budgeting and laboratory analyses
Step 4 - field sampling and taking field measurements

More detailed instructions for Step 4 (sampling and field measurements) are given in Appendix B.

4.2.1 Step 1 - Determining homogeneous zones

The purpose of this step is to identify homogeneous zones within a site. Homogeneous zones are zones within the site that are similar in terms of soil use, mechanical loading, topography, vegetation, slope or groundwater situation (see a schematic example in Figure 3). In an urban park, for example, there may be several homogeneous zones such as recreational fields, open planted areas, wooded areas, protected areas near water, etc. A site can thus comprise several homogeneous zones. Homogeneous zones need not always be contiguous; they may consist of several sub-zones that are similar, as is the case of zones Z1 and Z5 in Figure 3.

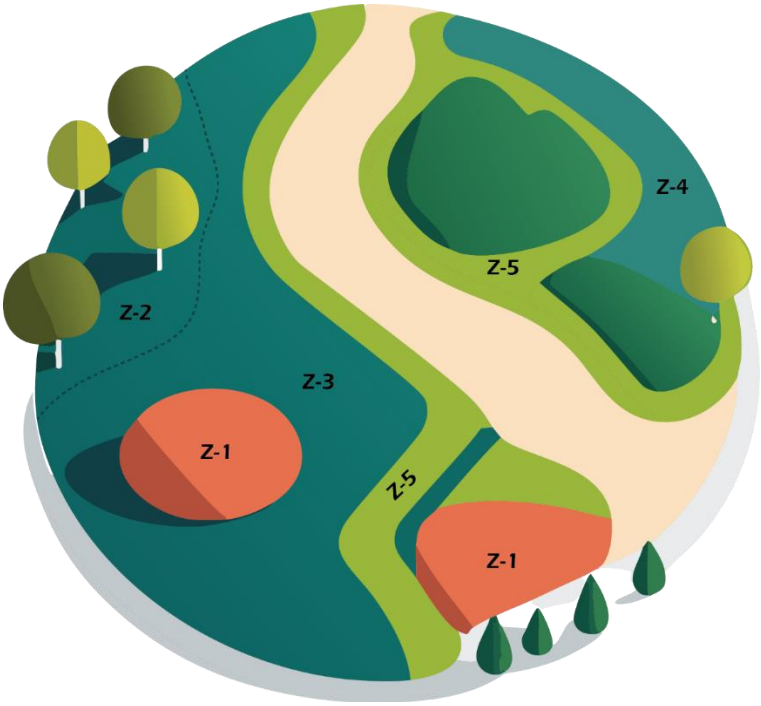


Figure 3 *An example of determining homogeneous zones for soil sampling (Z-1 to Z-5) during a site assessment.*

When choosing homogenous zones at a location that has been intensively used, with high soil disturbance, it is also advisable to check whether there are nearby reference situations (nearby, less disturbed soils that can indicate a realistic, area-specific target for the soils in the more disturbed area; *see also 5.2 Uncertainties*). If so, these can be included in the field plan as another homogenous zone.

4.2.2 Step 2 - Choose sample locations

In each homogeneous zone, a number of locations are chosen for soil sampling. To make a reliable statement about soil health in an area, one measurement is not enough. With only one sample, there is a risk that it is an anomaly and that the indicator values are not representative for the location. The number of observations needed depends on the following factors:

- The surface area to be assessed (the larger the area, the more measurements are needed);
- The accuracy with which soil health should be determined (the higher the desired accuracy, the more measurements are needed);
- The variation of the indicator to be measured in the area (the more an indicator varies within the area, the more measurements are needed).

There are ways to calculate the amount of measurements needed (Ott and Longnecker 2016, Brus 2022) but these require prior information on the soil indicators. There may be available data through previous bore samples, but this is often not the case. In many cases, the only information about the assessment area will be the surface area. In these cases, the number of samples will depend on the size of each homogeneous zone, and the pattern of each zone. In a large park with many small recreational fields it is important to consider whether to take a minimum number of samples from each field.

A general recommendation for the number of samples in a homogeneous zone is given in Table 3 based on whether the soil is original or introduced. (Note that this is the number of sample locations. Whether only surface samples or also deeper samples should be taken is decided in the field. See Appendix B for more information). For introduced soils, more samples are recommended because *introduced* means that the soil has been disturbed and is likely to be more heterogeneous than an original soil.

Table 3 *The recommended number of samples within a homogeneous zone (HZ); if the origin of the soil is unknown, a larger number of samples is recommended.*

	Original soil	Introduced soil
HZ < 1 ha	3 samples	5 samples
HZ > 1 ha	3 samples + 1 per additional hectare	5 samples + 1 per additional 0.5 hectares

Here, 3-5 samples per homogeneous zone is the absolute minimum to give an average picture of soil health. However, a larger number of samples gives a much more reliable picture of soil health in a homogeneous zone and it is therefore recommended to take 10 samples whenever possible (*see also Appendix D - 2. Variability and sample number*).

When choosing locations for soil samples, consider:
- Do not take samples close to zone boundaries (at least one metre away from a boundary).
- Scatter the samples, both in space within a homogeneous zone and between sub-zones.
- When spreading the samples, try to include variation within the homogeneous zone (i.e., if present, with and without grass) and ensure the largest possible spacing between samples.

4.2.3 Step 3 - Laboratory analyses and budget

The final indicator list resulting from the context questions (*Chapter 3 -3.1*) indicates which laboratory tests are required. Two types of methods are given in the indicator tables (Table 1 and Table 2): classical methods and alternative methods. Classical methods are accredited, robust, commonly-used methods of measuring the indicator in question. The alternative methods are often indirect measurements of the indicator, using proxies or empirical relationships. They are included because they are often cheaper or simpler than classical methods, but it is important to realise that they may be less accurate. Some alternative methods are accredited, but note that many alternative methods have been calibrated and validated in agricultural soils, and thus potentially give less accurate results in urban soils. Therefore, we always recommend performing classical laboratory tests whenever possible, especially if only a small number of samples will be analysed[6]. The same also applies to the equipment used when performing the measurements in the field; generally, the somewhat more expensive equipment is more accurate, reliable and/or robust.

Once the number of sample locations (Step 2) is known, it is important to contact the laboratory where the final samples will be sent. The laboratory can provide information on costs and the volume/number of samples required, as well as instructions on how to collect soil material correctly. If earthworms will be one of the biological indicators, it is important to clarify whether this will be done in the field or in the lab (see Chapter 6 - *6.4.3.3 - Measurement or determination*).

4.2.4 Step 4 - Taking samples

Soil sampling is based on the methodology for LUCAS sampling, a survey method used for soil indicators at the European level (Toth et al. 2013). At each sample location (or drilling point), 5 subsamples are combined into one composite sample. The mixed samples are used for chemical and biological indicators. If physical indicators are included, there may be both samples that remain separate (i.e. bulk density, porosity and water-holding capacity) and analyses that are carried out in the field. Figure 4 shows through a schematic representation how soil samples should be taken at a sample site. More information on field sampling can be found in *Appendix B* (the professional BGI's field guide).

[6] The advantage of the alternative methods is that they offer the possibility of analysing a larger number of samples than would be possible if only the more expensive classical methods were used. This opens up the possibility of understanding spatial variation within a homogeneous zone. If spatial variation is important, it is advisable to perform all measurements with the alternative method and a subset with the classical method. Samples measured with both methods can be used to ensure that the cheaper method gives reliable results. If there is any discrepancy between the results, the classical tests should be relied upon.

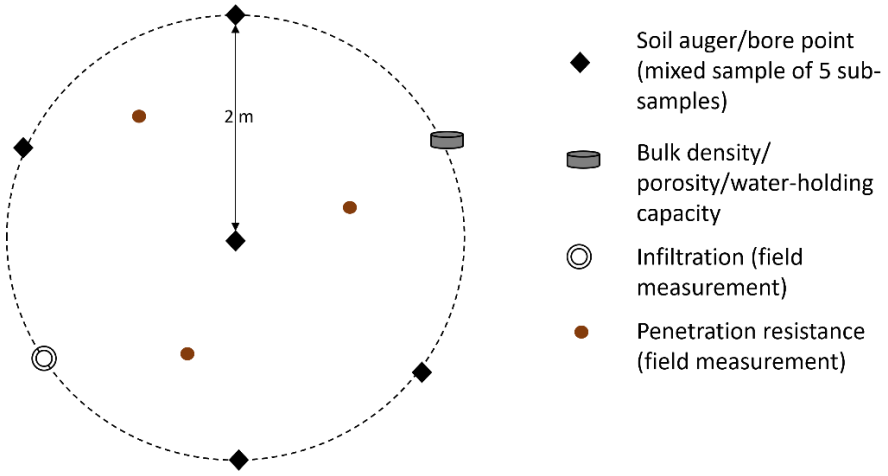


Figure 4 *Schematic overview of sampling by sample location for application of the BGI, based on LUCAS (Land Use and Coverage Area frame Survey) (Toth et al. 2013). For more information, refer to the BGI field guide (Appendix B).*

5 Determining the soil health score

A soil health assessment reflects the extent to which a given soil meets the soil health requirements for a given soil use (Figure 2-11; Figure 2). By using scoring as part of an assessment, the results of lab/field measurements, which can be difficult to interpret for non-specialists, are made accessible to a wider audience. The assessment scores from the BGI system build on previous work from the Netherlands, in agricultural soils (Hanegraaf et al. 2019) and urban soils (van den Elsen et al. 2021). An example of a fully developed framework for assessing soil health is the CASH (Comprehensive Assessment of Soil Health) system (Idowu et al. 2009, Moebius-Clune 2016, Fine et al. 2017), which served as a model for the scoring system as further developed in the BGI.

5.1 Targets, thresholds and references

The BGI uses three types of values by which results of soil indicators are assessed and compared: **target values**, **threshold values** and **reference values or ranges**.

These are explained below

- A **target** is defined as an indicator value desirable to achieve for the intended soil use (i.e. a known maximum or achievable value).
- A critical **threshold** is the minimum criterion, an indicator value below which (or, in the case of undesirable properties, above which) something must be done to the soil. Examples of threshold values with a lower limit are, for example, nutrients, for which soil functions can be affected at very low measured values. Threshold values with an upper limit are used for heavy metals, for example, where measurement values above a certain limit indicate a risk that the presence of heavy metals affects soil functions.
- A **reference value or range** (also referred to as the distribution method; (Matson et al. 2024)) is a data set of measurement values measured in practice. A reference value or range is used when target or threshold values of indicators are not known. Data from a soil health assessment can be compared with a reference range, to see if the newly-measured data fall within that range and can be considered normal. Note that the reference range is simply previously-measured data and does not necessarily reflect the *optimum* value of the indicator in question. When using such ranges to assign targets and thresholds, it is common practice to remove the most extreme values at the top and bottom of the distribution, as these are likely to be atypical situations (Feeney et al., 2023). This technique (reference ranges and percentiles) has been used in the Netherlands in the past to quantify biological indicators (Rutgers et al., 2008).

Currently, most target, threshold and reference values in the BGI are based on data from agriculture or natural areas. These values should be considered as a starting point and soils with poor scores should be considered as soils requiring further investigation and possible intervention. In the future, realistic urban values will need to be established based on knowledge and measurements from urban areas. The target, threshold and reference values used for the BGI can found in the Interactive BGI *(Excel worksheet; user manual in Appendix A)*.

5.2 Uncertainties

There are two main sources of uncertainty in the target, threshold and reference ranges in BGI: data source and lack of data and knowledge.

Data source: most target, threshold and reference ranges in the index are based on knowledge and data from agricultural land, which may not be suitable for the urban context.

Lack of data: even for agricultural soils, context-adapted target and threshold values are not available for all soil indicators.

While recognising this uncertainty, we have developed a scoring system for the BGI based on currently available data (see Interactive-BGI *(Excel worksheet)* and Appendix A for the user manual). Some of the indicator target values used in the BGI are given by the municipality of Amsterdam. These include, for example, the soil composition for event sites (D60/D10; *see Appendix E*), for which a target value has been given from the municipality and on which the score calculation for texture (for event sites) is based.

Even once a validated set of target and threshold values for urban soil is developed, there will be local, context-specific factors that affect the indicator values of a specific soil. It is therefore recommended to identify a reference situation when sampling a site. A reference situation is a nearby, less disturbed soil that can indicate a realistic, area-specific target for the soils in the more disturbed area (the reference situation can be within the same soil use or it can be a nearby, less-disturbed soil use).

In a city park or garden, for example, there will be parts of the park/garden where there is less or more walking/management (i.e. disturbance). These can be designated as two separate sampling zones so that the area with less disturbance can give an idea of what is possible for soil health at that location. Although soils with more disturbance may not fully achieve the level of indicators that was observed in the less disturbed soil, the reference situation can provide a standard for setting targets (e.g. a target of 80% of the values of indicators in the less disturbed soil).

Data from reference situations can then be compared with the targets, thresholds and references given in the BGI system. If the measured values for the reference situation do not meet the recommended targets or thresholds, the reason for that should be further investigated.

5.3 The scoring concept

A soil health score reflects how well a soil meets the priorities we place on it in light of its intended use. Requirements for soil in an event site are different from those for soil in a garden. Therefore, even if two locations have the same measured data values, the final score for the two sites may still differ. Whereas an event terrain, for example, must have a relatively high bearing capacity and be able to drain rainwater quickly if heavy rain occurs, a garden must above all be able to grow the crops grown on it well, and so the soil must be fertile. The requirements and scores for the two areas are therefore logically also different, and the interpretation of the scores will also be different. Low scores for indicators of soil fertility may be more of a priority for food garden management than for urban parks.

The extent to which a measured indicator meets its requirement for the desired soil use depends on how close the measured value of that indicator is to the target, threshold or reference value associated with that indicator. There are five forms of scoring functions:

- (I) more is better: for measured values below the threshold the score is zero, the score increases as the indicator values (measured values) increase and remains at 1 for data that exceeds the target
- (II) less is better: for measured values above the threshold the score is zero, the score increases as the indicator values (measured values) decrease and remains at 1 for measurement values that are lower than the target value

- (III) optimum: the score is 1 within a certain optimal range, and the scores decrease if the measured values are outside (higher or lower) this optimal range
- (IV) threshold value - more is better: the indicator does not have a specified target (upper) value, but a critical lower threshold value has been defined and for low measured values that approach that threshold, the score quickly changes from 1 to 0
- (V) threshold value - less is better: a critical upper threshold value has been defined and for high measured values that approach that threshold, the score quickly changes from 1 to 0

Additional information on the scoring mechanisms is provided in the Interactive-BGI *(Excel worksheet; user manual in Appendix A).*

Because individual indicator measurements can be difficult to assess and because they are also context-dependent (depending on soil use), it can be useful to convert the individual measurements to a score between 0 and 1. In the BGI scoring system, '0' indicates that soils may be at risk and need intervention (for that particular indicator and function), and 1 indicates that the level of that indicator is (probably) good (Figure 5). In Figure 5, the colours are indicative of the score of the indicator in question and follow the traffic light model: green = good, yellow = questionable, and red = at risk. Note that the colours in the figure do not have a hard green/yellow/red transition but show a gradient, analogous to the situation in practice.

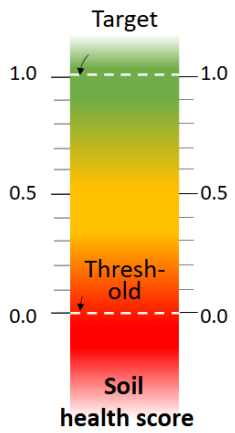


Figure 5 *Soil health scores in relation to target and threshold values for an individual soil indicator (adapted from Matson et al. (2024)).*

Since an assessment in the form of a score between 0 and 1 has no unit, individual scores in an indicator group (organic matter, physical, chemical and biological measurements) can therefore be aggregated. This aggregation can be done in the form of averaging the scores of all indicators in that group. Group averages are then created, where one can quickly see which group scores well and which group scores less well. This allows one to quickly see whether a problem is physical, chemical or biological in nature (or several at once).

5.4 Indicators, indicator groups and soil as a whole

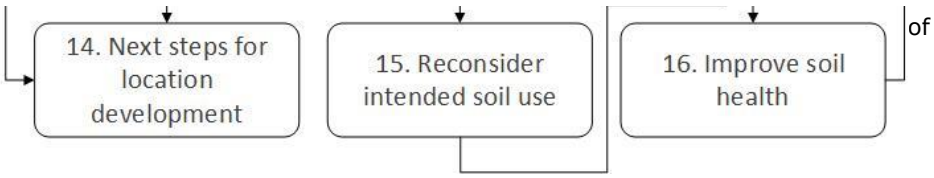
In the Interactive-BGI (*Excel worksheet*; *user manual in Appendix A*), the scores *for each individual indicator* are calculated using the collected/measured data, and the corresponding target, threshold or reference values. This score can be 0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8 or 1.0. *For each indicator group* (organic matter, physical, chemical and biological indicators), an average value is calculated from these individual indicator scores; this can be any value between 0.0 and 1.0, depending on the scores of the individual indicators. Finally, an average is calculated for *the entire soil* (all four indicator groups) of the measured site or homogeneous zone. This is the soil health score.

However, the risk of this method of averaging scores by group is that higher and lower scores may average each other out, with the result that a soil may appear to score well by group, while the individual indicators of that particular group are very different. To interpret soil health, we recommend always looking at individual indicators at least once.

Note that **the significance of the value of the *overall soil health score* is very limited**; it is the arithmetic mean of the individual indicator groups. When calculating the arithmetic mean, a high score in one indicator group (e.g. soil physics) may compensate for a low score in another indicator group (e.g. soil biology), and thus still provide a reasonable final score. An overall soil health score is often desired by users, which is why it is included in the BGI system, but as a single number it says very little. We recommend looking at the individual scores of indicator groups and individual indicators, rather than the average soil health score.

6 Background information on indicators

In this chapte
the four main
provide the m
(related indica
(Figure 2-16;
Figure 2).



The soil health index gives quantified target, threshold or reference ranges for each indicator. These are given for sand and clay soils. We note that peat soils are also relevant for Amsterdam, but at the moment these values are not yet available. Once sufficient information has been collected, target and threshold values for peat soils should be added to the index.

6.1 Organic matter indicators

6.1.1 Organic matter

6.1.1.1 Explanation and relevance

Soil organic matter (SOM) consists of plant-, animal- and microorganism-derived materials, which are in various stages of decomposition (FAO 2024). Soil health is significantly affected by SOM. Among other things, SOM contributes to improving water regulation and availability, providing food and energy for soil biota, lowering bulk density and storing/releasing nutrients for plant growth. Where pollutants are present, SOM also improves the ability of soils to retain them; these can then be stabilised in the soil or degraded by biological and chemical processes. For more information on organic matter, see the publication *"Ten questions and answers on organic matter"* (Zwart et al. 2013).

6.1.1.2 Related indicators

An indicator closely related to SOM is soil organic carbon (SOC). In contexts where carbon sequestration is central (i.e. for climate change mitigation), SOC is relevant to monitor, rather than SOM. However, in an urban context, where soil health of relatively small plots is central rather than climate mitigation (more relevant at larger, e.g. agricultural scale), SOM is the more relevant indicator, as it is broadly related to a number of soil health-related functions (see previous paragraph). If the amount of SOC is of general interest, it can be estimated as 50% of SOM (Pribyl 2010).

6.1.1.3 Measurement or determination

Laboratory measurements of SOM are usually determined by loss on ignition. In this method, soil samples are first dried (to remove water) and then exposed to temperatures of 550°C, burning organic materials and leaving the mineral component of the soil behind (Zhang and Wang 2014). The weight of the sample before and after combustion indicates how much organic matter was originally in the soil sample. In the BGI system, the use of spectroscopy (NIRS) is an alternative method for measuring SOM. In soil spectroscopy, a soil sample is exposed to light and the reflection/absorption of that light is measured (*see Appendix D*).

In the field, a visual assessment of the soil can give a basic insight into how much SOM is present. Dark-coloured soils can often be assumed to contain more organic matter than light-coloured soils. A description of the use of visual assessments to understand SOM is included in the basic index (*see Appendix C; Field Guide - Basic Index*).

6.1.1.4 Targets and thresholds

Currently, there is no formal definition for the threshold (i.e. minimum) level of SOC or SOM in soils, but an often suggested range for critical soil carbon levels (for the purpose of agricultural soil quality) is between 1 and 2% SOC or roughly 2 to 4% SOM (Musinguzi et al. 2016, Grilli et al. 2021, European Environment Agency 2023). Therefore, while we recognize that generic critical SOM levels rarely apply to all soils and/or soil functions, the current BGI threshold (1.8%) is based on Table 2.5 in European Environment Agency (2023), a recent report on soil indicators and thresholds in Europe. This applies for all soil uses except sealed soils.

Outside of specific contexts (see below), more SOM in the soil can usually be considered good for soil health, so SOM in the BGI is scored according to the "more is better" scoring function (*see 5.3 – The scoring concept*). However, as with thresholds, it is difficult to identify a generic target, as the ability of a soil to accumulate SOM depends on texture, climate and soil use, among other factors. Therefore, although we note that there is a high potential for urban soils to accumulate more SOM than these targets (as shown by the reference ranges in BLN 1.1 by De Haan et al. (2021) for agricultural soils in the Netherlands), the BGI currently contains targets based on Table 2.5 in the European Environment Agency (2023) report. For all soil uses except sealed soils and event sites, the SOM content is scored using a target value of 3.5% for sand and 3.8% for clay.

In sealed soils and event sites, soil stability is crucial. These soil uses are therefore scored (*see 5.3 – The scoring concept*) according to "less is better" for sealed soils, and "optimum" for event sites, the latter scoring function reflecting that event sites need to balance stability with plant growth. According to the requirements for various types of construction sand, a maximum SOM content of 3% is recommended for stability (source: Richtlijn Herstel en Beheer (Water)Bodemkwaliteit). Therefore, the BGI upper limit for SOM in sealed soils is 3%, while the optimal amount of SOM in event sites is close to 3% (3.5% for sand and 3.8% for clay, as above), with an upper limit of 6% based on expert knowledge from Amsterdam (Vlaar et al. 2023).

6.1.1.5 Management options

The most common way to increase SOM, both in agricultural and urban soils, is to add materials rich in stable organic matter, such as compost. Other methods to add organic matter to soil are to retain leaves and other plant residues (such as roots and stems in gardens), and to grow plants year-round (i.e. planting cover crops after harvesting the vegetables from a food garden). If SOM is too high, a simple management option is to mow frequently and remove the cut grass from the site.

Added SOM performs two general functions in soils. The easily degradable SOM is decomposed by soil biota and disappears from the soil - this is the SOM that provides food/energy to soil biota and releases nutrients to plants. The stable SOM remains in the soil, builds up over time and provides the physical and chemical properties mentioned above (soil structure, lower bulk density, retention of nutrients/pollutants, etc.).

However, while adding SOM to the soil can offer many benefits, it is important to consider the potential for negative effects. Adding SOM can affect the bearing capacity of the soil, which is important for some soil uses (i.e. sealed soils or event sites) where bearing capacity is an essential soil function. Additionally, it is important to consider what is contained in the SOM being added. Obviously, accidental addition of contaminants is undesirable, but nutrient addition should also be monitored, as urban soils are prone to excessive accumulation of nutrients, especially phosphorus (Sloan et al. 2012), copper and zinc. Although excess nutrients from organic matter are unlikely to negatively affect plant growth, they can be lost from the soil through leaching/volatilization, causing negative effects elsewhere. Soils with excess mineral nutrients may also have lower soil biodiversity (Vazquez et al. 2021).

The best way to know what is being added via compost is to have a sample of the compost measured in a laboratory. However, a rough estimate of the amount of N and P likely contained in compost can be made based on the usual amounts applied by allotment holders (Tijskens 2014).

- Usual is about **1 m^3 of compost per 100 m^2** (or 100 m^3/ha). Assuming a density between 500 and 600 kg/m^3, this equates to 50 to 60 tonnes/ha.
- Based on an (average) N concentration of 7.9 kg N per tonne (fresh matter, data average 2012 - 2018 for NL), the added material contains 395 and 474 kg N per ha. But N availability is assumed to be 10%, so the annual N available to plants is:
  - **1 m^3 compost** per 100 m^2= (approximately) **40 to 50 kg N per ha**
- The P concentration in compost is 2.2 to 2.6 kg P_2O_5 per tonne. Per ha, this corresponds to 110 to 156 kg P_2O_5 per ha. Based on an availability of 50%, this means that the annual P available to plants is:
  - **1 m^3 compost** per 100 m^2 = (approximately) **22 to 26 kg P per ha**

6.2 Physical indicators

6.2.1 Texture

6.2.1.1 Explanation and relevance

Soil texture describes the dominant particle size(s) in the soil, namely the relative amounts of sand, silt and clay (FAO 2024). Texture is an important soil quality that strongly influences most physical, chemical and biological properties. Important soil health factors affected by texture include water regulation and availability (fine-textured soil retains moisture longer, but also has slower infiltration and drainage), nutrient storage/release (based solely on texture, i.e. without considering organic matter, fine-textured soil will retain more nutrients than coarse-textured soil) and gas diffusion (fine-textured soil has slower gas diffusion, especially when wet, which affects oxygen availability for biological activity).

6.2.1.2 Measurement or determination

Texture/grain size determination via laser diffraction is the preferred method. This involves determining the grain size distribution of a sample based on the diffraction pattern of a laser beam. In this process, the laser beam is refracted at different angles depending on the grain size of the particles in the sample (Konert and Vandenberghe 1997). The diffraction pattern is detected and converted to a diagram of the grain size distribution. The texture can be identified in the diagram from the relative amount of sand, silt and clay (see also https://zoek.officielebekendmakingen.nl/blg-1177132.pdf; pg. 17).

Another common method of texture analysis is the pipette method (Miller and Miller 1987). This is a technique used to measure the fraction of sand, and the finer particles, such as clay and silt. In this method, a soil sample is first mixed with water to create a suspension. The settling of particles in suspension is explained by Stokes' law, which states that the rate at which a particle sinks into a liquid depends on the particle size and viscosity of the liquid. To determine this, a quantity of the suspension is measured at specific time intervals by means of a pipette. The relative particle distribution is plotted in a *texture triangle* (https://zoek.officielebekendmakingen.nl/blg-1177132.pdf; pg. 17), depending on the particle distribution the soil is classified into a number of soil types (clay, light clay, silt, etc.). The particle distribution is as follows (Assinck et al. 2024): particles smaller than 2 µm in diameter are called clay, particles between 2 µm and 50 µm are called silt (or loam) and particles between 50 µm and 2 mm are called sand. Anything above 2 mm is gravel.

A cheaper but sometimes less accurate method, is the spectroscopy (NIRS) technique (Jaconi et al. 2019). For more information on NIRS, see Appendix D.

6.2.1.3 Targets and thresholds

Most soil uses in the soil health index do not have a target and threshold value for texture. Texture is generally considered a *static* soil indicator that is not affected or changed by management, but is required to provide basic contextual soil information for other indicators. The urban environment is a unique case, as it is possible to move and change the relative amount of sand, silt and clay in a soil through excavation or practices such as sand topdressing (de Boer 2012). However, texture is still predominantly treated as a static

indicator in the BGI and no targets/thresholds are assigned to it or scored as part of the soil health assessment. An exception is the soil use *Green Event Site*, as it has stability requirements that depend heavily on texture. The City of Amsterdam requires that the D60/D10 (a measure of soil composition; *see Appendix E*) ratio of soils for use as event sites should be between 2.5 and 3.5 (Vlaar et al. 2023); the score calculation for these sites is based on this requirement.

6.2.1.4 Management options

Sanding is a soil improvement measure where sand is added to a soil to improve air and water permeability or to raise the soil relative to the water table and improve stability. It is particularly effective in clay or other soils that are poorly permeable, or have a poorly permeable topsoil (Olson et al. 2013). Sand increases the porosity of the soil, allowing water to infiltrate faster and air to circulate better, which promotes root growth. Before resorting to sanding as a management measure, it should be checked that soil compaction is not the problem of poor infiltration or poor aeration. Sanding has long been used to improve the properties of sports fields (Kleijer 1975). Other engineering measures for soil improvement can be found in *Soil Improvement and Ground Modification Methods* (Nicholson 2014).

6.2.2 Penetration resistance

6.2.2.1 Explanation and relevance

The penetration resistance of a soil (literally the resistance of the soil to penetration by a cone-shaped probe) provides information about and is a measure of the bearing capacity of the soil and the relative density of soil layers. The bearing capacity of a soil is the resistance that the topsoil can provide to an applied pressure without undergoing permanent rutting or deformation (Remmelink et al. 2020). In addition to texture, several factors determine the bearing capacity of a soil, including the moisture content or moisture tension in the top centimetres of the soil, the presence of plant roots (a turf can increase the bearing capacity), the content of organic matter in the topsoil (can reduce the bearing capacity) and the bulk density of the topsoil (Wijk 2008). Depending on the intended soil use, a higher or lower density may be required. However, if the density of a soil layer is too high, it can limit root growth for plants, impede infiltration and drainage of water and decrease oxygenation of the soil (Bakema et al. 2024).

6.2.2.2 Related indicators

Bulk density (6.2.6) is often used as an indicator of soil health, with respect to bearing capacity and compaction. In BGI, penetration resistance is used as the preferred indicator because it can be determined using a fast field method (penetrometer), allowing more measurements to be taken per unit area. In addition, penetration resistance provides information on subsurface compaction without the need for time-consuming digging to take multiple depth samples (which would be necessary for bulk density). However, penetration resistance is affected by the soil moisture content and measurements not taken at the same moisture content are difficult to compare. If long-term monitoring is planned, especially monitoring of changes over time, it is recommended to include measurements of bulk density.

6.2.2.3 Measurement or determination

Penetration resistance is measured using either a mechanical penetrometer or an electronic penetrologger. A mechanical penetrometer is a device on which the penetration resistance can be read by means of a graduated manometer. The values must be noted by hand. A penetrologger is an advanced electronic measuring instrument that measures penetration resistance by means of an electronic force sensor and records every centimetre during the penetration of the probe into the soil, thus recording a resistance profile, which can later be analysed in the computer (Figure 6). Instruments vary between brands, but a penetrologger can measure up to 80 cm depth on average (Davidson 1965, Eijkelkamp 2022).

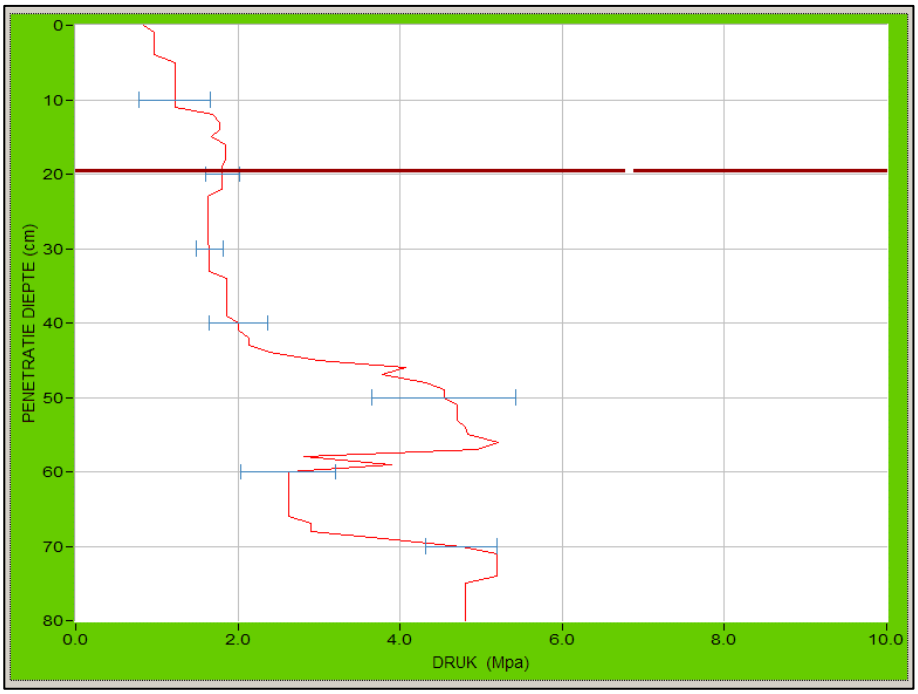


Figure 6 *Example of the course of penetration resistance in the soil of location Garden (with food) in Amsterdam. The graph is the average of three separate measurements. Clearly visible is a compacted layer between ca. 45 and 60 cm depth. (Source: screenshot of Eijkelkamp PenetroViewer 6.08 software, Royal Eijkelkamp BV).*

6.2.2.4 Targets and thresholds

The target and threshold values for soil penetration resistance in green parts of the city (urban parks, gardens, neighbourhood green spaces) in the BGI are based on maximum penetration resistances for root growth in agricultural use of the soil, in which > 2 MPa limits root growth and > 3MPa makes root growth impossible for some plants (van den Elsen et al. 2019). The values in the Interactive-BGI *(Excel worksheet; user manual in Appendix A)* are a target value range, and focus on the top 50 cm of the soil. The numbers for green event sites and sealed soils are taken from the Framework definition (Vlaar et al. 2023); these are values that ensure minimum bearing capacity.

6.2.2.5 Management options

Earthworms can be used to improve soil physical properties including the (partial) elimination of compaction, although certain preconditions must be met for the successful deployment of earthworms (among other things, that the conditions causing compaction have changed). Earthworms can be purchased from garden centres or ordered online, generally an amount of 1 kg of worms to ten to fifty square metres of soil is used in gardens. Deep-rooting plants can also be used to naturally eliminate soil compaction (Bakema et al. 2021). However, bear in mind that changes in the physical properties of soil can be very slow - it can take up to two years for improvement effects to become visible on compacted soils (Yvan et al. 2012). While it is possible to reverse compaction mechanically (i.e. ploughing or deep ploughing), this is generally only a temporary solution (Whitefield 2004).

Other soil improvement methods by addition of soil-borne materials, such as zeolite, lava, bentonite, polymers, peat and coconut fibre are widely used and commercially available. They often involve additions to improve water-holding capacity, bearing capacity and permeability or a combination of all three. Results of these are shown in the study by Nachtergaele (2016).

6.2.3 Infiltration capacity

6.2.3.1 Explanation and relevance

The infiltration capacity of a soil is defined as the maximum rate at which water can infiltrate into a soil under certain conditions (SoilCare 2021). Infiltration capacity determines the hydrology of the soil, along with unsaturated and saturated permeability and drainage, as shown in the model below (Figure 7). This model was created to explain the choice of indicators, and is a simplification of reality.

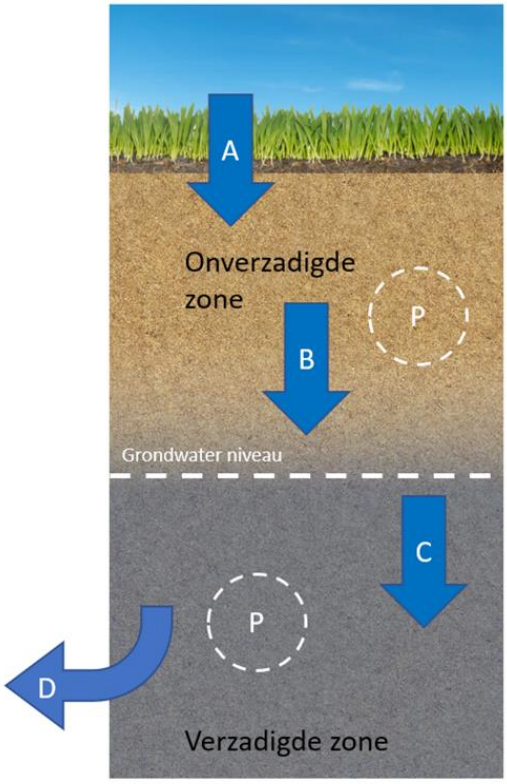


Figure 7 *Hydrological model on which the choice of indicators for the BGI is based. Symbols: (A) Infiltration capacity [mm/d], (B) Unsaturated permeability [mm/d], (C) Saturated permeability [mm/d], (D) Drainage (from the soil system) [mm/d], (P) porosity, maximum storage [m3/m3]. The model accounts for the choice of hydrological indicators in the BGI and is limited to vertical downward water movement and does not include evaporation, water uptake by crops and seepage.*

The infiltration capacity A is influenced by the properties of the top layer and the vegetation on it. Poor infiltration can be caused, for instance, by a silted top layer or compaction due to mechanical overburden. The layers underneath distinguish between an unsaturated layer and a saturated layer, which are separated by the groundwater table. We assume that the unsaturated permeability **B** is smaller than the saturated permeability **C**. We also assume that the infiltration capacity **A** is mainly determined by properties of the air-soil interface, and that the infiltration capacity **A** is smaller than the unsaturated permeability **B**. So: **A < B < C**. In that case, the infiltration capacity **A** becomes the determining factor for hydrology and the most important indicator, especially when we talk about waterlogging. Since we assume that **A** is the deciding factor, we do not need to determine **B** and **C**.

D is the free drainage of water from the system, through drainage pipes, ditch or ditch. In this simple hydrological model, we assume that **D** is not an impediment to the discharge of excess water from the system; the drainage system (sewerage), which is responsible for discharge of excess rainwater, is outside the scope of the BGI. Indicator **A**, *Infiltration Rate*, is therefore the determining factor in this model. The storage capacity of the soil profile is equal to **P**, the porosity of the soil (all pores filled with water; *see also 6.2.4*). The porosity of the saturated and unsaturated zone are equal unless different soil types are present in the soil column.

6.2.3.2 Related indicators

Infiltration capacity is the rate at which water infiltrates a soil. What is actually measured is soil permeability (for water) but specifically for the surface-atmosphere interface, so water permeability or hydraulic conductivity is a related indicator here. The determination of hydraulic conductivity is normally done in a physical laboratory under controlled conditions on undisturbed soil cores, and is, in terms of procedure and sampling, a more complicated determination than infiltration measurement in the field.

6.2.3.3 Measurement or determination

I ious types of equipment, including a double-ring infiltrometer (**Figure 8**), a simple Minidisk infiltrometer (Figure 9), or an advanced measuring device where the measurement is fully automated. Important in accurately measuring infiltration capacity is that the boundary conditions (saturation of the surrounding soil, constant applied water pressure) remain constant during the measurement.

er with a water-filled open ring (double ring infiltrometer; **Figure 8**) or a porous plate in the soil (mini disc infiltrometer; Figure 9) is used to measure how fast water is taken up by the soil in a vertical direction per unit time.

Figure 8 *A double ring infiltrometer (https://en.wikipedia.org/wiki/Infiltrometer#/media/File:Double_ring.JPG).*

Figure 9 *A mini disc infiltrometer (https://metergroup.com/products/mini-disk-infiltrometer/).*

6.2.3.4 Targets and thresholds

Threshold values for infiltration capacity were taken from the Framework definition (Vlaar et al. 2023), and are set at 20 mm/h or more (20 mm/h guarantees stormwater runoff during rainfall events of up to 20 mm/h). In the Netherlands, 97% of rainfall events have an intensity of less than 20 mm/h, so the thresholds have been chosen generously. Threshold values for green event sites (two different categories: festival site and intensive recreation) are higher (40-60 mm/h), because here the relatively fast drainage of rainwater is one of the main site requirements. For neighbourhood green space, no specific value was given in the Framework definition. Given that it is less important for neighbourhood green spaces to provide bearing capacity (as in event sites or parks), and it is less common to be working or recreating there (as in gardens), a slightly lower threshold (15 mm/h) was proposed in the BGI for this soil use. No value is given for sealed soils; here, little or no water penetrates the soil and stormwater runoff is almost entirely dependent on the local sewer system.

6.2.3.5 Management options

Influencing or managing the infiltration capacity of a soil is difficult because an insufficient value (poor infiltration) can have many causes:

a. A compacted or silted top layer
b. A compacted lower layer
c. Unfavourable texture; e.g. lots of clay, little sand - Boekel et al. (1980)

Once the cause of poor infiltration capacity has been identified, an appropriate solution should be found with the help of experts. Applying vegetation (roots penetrating impermeable topsoil, case a) can increase infiltration capacity. Removing subsoil compaction, case b, can be done naturally but is a lengthy process. In the case of a heavy texture, case c, mixing the top layer with coarse sand can help, but this is a drastic measure.

If improving infiltration capacity itself is difficult or impossible, increasing the infiltration surface may be another option. The construction of permeable paving or specific infiltration areas are popular measures, provided that these are permitted options locally. The *KAN Building* 2024 brochure gives an overview of measures (Boogaard et al. 2024).

6.2.4 Porosity

6.2.4.1 Explanation and relevance

Porosity is defined as the total volume of pores filled with water and air per unit volume of soil (SoilCare 2021), i.e. as the non-solid part of the soil. If all the pore volume of a soil is filled with water, the soil is saturated. Especially in urban areas, this is an important indicator because it helps determine whether a heavy rainfall will cause flooding, or whether the amount of rainwater can be stored in the soil. This is ultimately determined by the interplay of infiltration capacity, porosity and the amount of water already present in the soil. How *quickly* the (excess) water from a rainstorm is transported from the soil surface to the subsoil is determined by the infiltration capacity of the soil. The soil type and density (or compaction) of the soil have a strong influence on porosity.

6.2.4.2 Related indicators

A related indicator is bulk density. If the bulk density in a layer is relatively high compared to the layer above it (and thus the soil is compacted), porosity will generally be relatively low. These indicators are thus inversely related to each other.

6.2.4.3 Measurement or determination

Porosity is measured in the lab on undisturbed soil samples with a fixed volume (e.g. in rings with a volume of 100 cm^3). The sample is saturated and the mass of the saturated sample is weighed and recorded. It is assumed that the entire sample is saturated and thus all pores are filled with water. After this, the 100 cm^3 sample is dried in the oven at 105° C, and the mass is weighed again. After this, the porosity can easily be calculated using the following formula:

$$\Phi = \frac{m_w - m_d}{m_w}$$

Where: Φ = porosity [m^3/m^3], m_w = the *net* mass of the *wet* 100 $cm^{(3)}$ ring [g] and m_d = the *net* mass of the *dry* 100 $cm^{(3)}$ ring [g].

The porosity of soil samples can also be estimated from the measured bulk density, using an assumed particle density, typically 2.65 g cm^{-3} (Schjønning et al. 2017) and using the formula: Porosity = (1-(bulk density/particle density)). But as shown in Schjønning et al. (2017), using 2.65 g cm^{-3} as the particle density is not always correct, so this estimate is not as accurate as measuring porosity directly.

6.2.4.4 Targets and thresholds

The threshold porosity value for all soil uses is 0.35 m^3/m^3. At this value or greater, adequate water storage is achieved for all soil uses in the city (Phillip 1985).

6.2.4.5 Management options

Influencing porosity is very difficult. Porosity may be become too low due to compaction or poor texture structure in the profile (too few coarser soil particles or coarse sand). If this causes structural problems for

the desired soil use, sanding (mixing with coarse sand, Boekel et al., 1980) of the soil layer in question can help, but this is a drastic measure. For elimination of compaction, see penetration resistance (6.2.2).

6.2.5 Water-holding capacity

6.2.5.1 Explanation and relevance

The definition of water-holding capacity is the amount of water [m^3/m^3] available in the soil for plant growth. So, it describes the extent to which a soil is able to retain water. It depends on the energy state of the water in the soil, and is defined as the amount of water a soil can hold between *field capacity*, pressure height (pF) 2.0 and *wilting point*, pressure height (pF) 4.2 (van den Elsen et al. 2019). This energy state depends on soil type and texture and is especially important during periods of drought. In general, soils with greater water-holding capacity can continue to supply water to plants during longer periods of drought.

6.2.5.2 Related indicators

Although the water-holding capacity of a soil is related to its porosity, texture and organic matter content, there is no other indicator commonly used in place of water-holding capacity.

6.2.5.3 Measurement or determination

Water-holding capacity depends on two specific points on the water retention curve (pF 2.0 and pF 4.2). The determination of water-holding capacity is done in a laboratory using a sandbox (pF 2.0 point) and pressure pan (pF 4.2 point). Both methods are based on removing water from undisturbed, saturated soil rings using specific levels of suction (sandbox) or air pressure (pressure pan). Once a sample reaches equilibrium at that specific level, the remaining water content in the sample is measured (by weighing the sample) and this is used to determine the pF points. See Chapter 9 in Stolte and Veerman (1997) for more information.

6.2.5.4 Targets and thresholds

For water-holding capacity, we use a lower threshold depending on soil texture: 0.19 and 0.24 m^3/m^3 for sandy and clay soils, respectively. The values come from the Staring series dataset (Heinen et al. 2020) and are actually reference values and averages of a large number of measurements in sandy and clay soils.

6.2.5.5 Management options

Keep in mind that changes in the physical properties of the soil can be very slow. In general, water-holding capacity of a soil is determined by soil structure, texture, and the amount of organic matter it contains (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt 2025). Increasing the amount of organic matter in the soil is therefore beneficial for water-holding capacity (de Lijster et al. 2016), and is promoted by the use of, for example, green manures (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt 2025). Soil structure is generally improved by tilling the soil as little as possible (Pires et al. 2017). To improve water-holding capacity through texture modification, a sandy soil can be mixed with clay (Heinen et al. 2021).

6.2.6 Bulk density

6.2.6.1 Explanation and relevance

Bulk density is defined as the dry mass of soil per unit volume of soil, usually expressed in grams per cubic centimetre or kilograms per cubic metre (SoilCare 2021). Bulk density is considered an indicator of soil compaction and affects several of the other indicators of soil health. A higher soil density is related to a compacted soil with associated problems for plant growth and water balance.

6.2.6.2 Related indicators

Indicators strongly influenced by bulk density are penetration resistance and porosity. See 6.2.2.2 and 6.2.4.2 for more information on the relationship between bulk density and these two indicators.

6.2.6.3 Measurement or determination

The (dry) bulk density of soil is typically determined by taking 100 cm^3 ring-samples in the field, drying them at 105° C in the lab and determining the mass of the dried sample. The dry bulk density can then be determined by dividing the *net* weight of the soil sample by its volume. This is also known as the *bulk density determination on field wet samples*. In strongly swelling and shrinking soils (e.g. clay), the dry bulk

density determination using this method will be very dependent on the moisture conditions when the sample was taken in the field.

An alternative way to determine bulk density is using pedotransfer functions. This involves estimating bulk density based often on texture and organic matter (or organic carbon; OC) content and possibly other indicators. Many pedotransfer functions are available, all derived from other datasets. In Abdelbaki (2018), 48 possible options are listed and the authors use these to develop the following function: $BD = 1.449 * e^{-0.03*OC}$ (BD = bulk density in g/cm^3, OC = organic carbon content in [m^3/m^3]). However, they note that pedotransfer functions *should be used with care* and evaluated for accuracy before widespread application. In general, it can be said that directly measuring bulk density always gives more accurate and reliable results than using a pedotransfer function.

6.2.6.4 Targets and thresholds

The values in the scoring table of the BGI system include reference ranges taken from the 2018 national soil quality inventory (van den Elsen et al. 2020). Although these reference values were measured in cropland, and not in urban areas, they are the most recent measured field data from clay and sandy soils. These reference values are therefore used for the soil uses: city park, neighbourhood green, and gardens (with and without food). The values in the score table for green event sites and sealed soils are taken from the Framework (Vlaar et al. 2023). These values are higher because they are related to minimum requirements regarding the desired bearing capacity and stability of the soil.

6.2.6.5 Management options

Bulk density is an indicator whose change one way (increase) is easy, but the other way (decrease) is very difficult. Increasing the density is a matter of mechanical compaction, but (permanent) lowering of the density is difficult and time-consuming. Lowering the density can be done using mechanical tillage (tilling or ploughing), but the disadvantage of this is that it also affects the vulnerable soil structure, and it is often not a sustainable measure. Due to the lack of structure in the loosened soil, the soil will compact again within a short time under the influence of rain and continued use, sometimes to a worse extent than before tillage (Pires et al. 2017). A better way to reduce density is to add organic matter (*see also 6.2.5* - management options) or apply deep-rooting crops to naturally reduce density in deeper layers (Steinwidder 2021). These measures are sustainable.

6.3 Chemical indicators

6.3.1 Acidity (pH)

6.3.1.1 Explanation and relevance

Soil pH, or acidity, is an indicator of the amount of hydrogen ions (H+) in the soil solution. The pH affects many chemical and biological processes in the soil, including the availability of nutrients to plants (FAO 2024). The pH of an undisturbed soil depends first on the parent material and then on the processes that have changed that material over time (called soil weathering) (Van Breemen et al. 1983). In highly weathered soils (often in warm, humid climates), cations (positively charged ions such as calcium or potassium) have moved down through the soil over time, making the topsoil more acidic. In less weathered soils (in dry and/or cold climates), cations often remain in the topsoil, which can be neutral or even basic. If the pH is in the right range for a desired soil use (note that the "right range" may differ between plants), plants can more easily absorb the nutrients they need.

6.3.1.2 Related indicators

The measurement of pH is the standard for acidity; no related soil indicators are used instead of pH.

6.3.1.3 Measurement or determination

The standard laboratory method of measuring soil pH is with a pH meter, in a mixture of soil and solution (the solution can be water or a salt solution such as $CaCl_2$). By measuring the voltage within a solution, compared to test solutions with known values of pH, the meter can translate voltage into pH. In the BGI, the references are to the $CaCl_2$ method, so this is also the recommended method for soil analysis. The pH

measured with water will be higher than that measured with $CaCl_2$ (Minasny et al. 2011), so it is important to know the method of analysis. Note that field measurements of pH with indicator strips are also possible (*see also Appendix C and D*) and these can correlate well with laboratory measurements (van Delft et al. 2024).

6.3.1.4 Targets and thresholds

There are published pH target ranges for the most common soil types in NL used for grassland and crop cultivation (Verstraten et al. 2023). In the BGI, pH target ranges for grassland were used for all soil uses except gardens. The upper scoring limits were established based on the reference ranges in Helfenstein et al. (2022). The target ranges are in two categories: low organic matter and high organic matter. In general, a higher pH target range is possible for soils with less organic matter. In peat soils (with more than 15% organic matter), high pH values are more difficult to achieve because the mineralisation of organic matter results in the formation of acids that supply H+ to the soil, resulting in a lower pH than in soils with little organic matter. In the BGI, target ranges for pH are therefore set higher for low organic matter soils than for high organic matter soils.

In acidic soils, i.e. at low values of pH, metals can dissolve. This is especially true for metals such as cadmium and zinc, and to a lesser extent lead. Because in most food gardens in an urban setting, there may be soil contamination (or at least higher levels of metals than in soils in rural areas), the recommendation for food gardens is to maintain a minimum pH of 5 (for soils rich in organic matter) to 5.5 (for mineral soils). Research on soils with elevated cadmium and lead levels (Römkens and Rietra 2011) showed that at pH values above 5.5, in combination with the limits for cadmium and lead in soil used here, crop standards are not exceeded.

6.3.1.5 Management options

Soils with a high content of clay and organic matter are more resistant to changes in pH (higher buffering capacity) than sandy soils. Sandy soils tend to have less organic matter and high water infiltration capacity, making them susceptible to acidification. Although texture is usually considered a static indicator, a management strategy for soil in an urban context may be to change both texture and organic matter. Mineral nitrogen and sulphur fertilisers can lower pH, while the addition of lime can increase pH (Fernández and Hoeft 2009).

6.3.2 Nutrients (focus on N, P, K)

6.3.2.1 Explanation and relevance

Soil fertility is defined as the ability of a soil to provide the nutrients, water and medium for root development required for plant growth (SoilCare 2021). Since fertility requirements are highly plant-dependent and it is not possible to make a general rule that fits all contexts, the BGI system focuses on the three main nutrients for plant growth: nitrogen (N), phosphate (P) and potassium (K).

Although there are no target values for nutrients in the BGI system, except for N, P and K, it is recommended to use the nutrient package from the laboratory conducting the tests (ask for this when contacting the laboratory). This is usually the cheapest method of measuring nutrients, and there are numerous other sources of information for gardeners or gardeners on the nutritional needs of different plants. Moreover, monitoring additional nutrients over time will yield trends, which in themselves can be informative (e.g. if there is a consistent decrease in one or more nutrients over time, it may be useful to investigate whether that is significant for the plants growing in that soil). However, it is also important to note that nutrients are only one component of the soil environment. For pH-sensitive plants, for example, adding fertiliser is unlikely to improve plant health if the pH is too high or too low.

6.3.2.2 Related indicators

An indicator closely related to nutrients is the cation exchange capacity (CEC). The CEC is relevant to soil fertility because it says something about the soil's ability to retain substances (including nutrients, but also pollutants). The CEC provides a buffer for nutrients (or a buffer to prevent leaching of pollutants). The CEC is not included in the BGI index, because in urban gardens (with and without food) there is usually sufficient (or sometimes already too much) fertilisation. Moreover, adjusting fertilisation by taking the CEC into account is currently difficult because there are no guidelines for this. If the CEC is of general interest, it can be estimated using measured values of organic matter, clay and pH (AgSource 2015).

6.3.2.3 Measurement or determination

Since the standard nutrient package is recommended by BGI, it is recognised that there may be different analytical methods used by different laboratories. For total N, the recommended test is DUMAS (ISO 13878:1998), which involves burning a soil sample and measuring the gases produced. Another method, Kjeldahl (ISO 11261:1995), is also acceptable. This involves treating soil samples with acid at high temperatures. Some laboratories also use NIRS (*see Appendix D - 4.3*); this is an accredited test (EN ISO/IEC 17025:2017) by the Council for Accreditation (RvA; https://www.rva.nl).

For P and K, two tests are recommended: one for soil stock of P or K and one for plant-available P or K. Simply put, this is done using extractions of two different strengths. A weaker extraction (i.e. with a mild salt) is used to extract only readily exchangeable P or K from the soil in the tested solution; these are the nutrients **available** to plants. A stronger extraction (i.e. with acid) is used to extract the easily exchangeable P or K, *plus* "bound" P or K that may become available; this is called **the soil stock**. For phosphorus, these tests are: $CaCl_2$ (plant available) and P-AL/ammonium lactate (soil stock). For potassium, these tests are: $CaCl_2$ (plant available) and cohexamine (soil stock). Soil stock is sometimes done with NIRS, but is currently not accredited by the RvA.

Note that a large amount of P may be present in the soil in insoluble mineral forms. This type of P weathers extremely slowly to an available form and is generally not measured when considering soil fertility (it is also not included in the BGI reference values). But, this unavailable P can be measured, reported in the same units as P-AL soil stock (mg P_20_5/100 grams), and called "total soil stock". Therefore, it is important to be sure what is measured in the lab (*see also Appendix D*).

6.3.2.4 Targets and thresholds

For nutrients, two possibilities must be considered: too few nutrients (which can inhibit plant growth) and too many nutrients (which can affect soil biodiversity (Vazquez et al. 2021) and/or the environment, through nutrient loss). In the BGI system, these two perspectives are considered separately. When asking whether there is *enough* N, P or K, the BGI uses an agronomic optimum based on crop growth; the target values for N[7] and K are taken from the Soil and Fertilisation Handbook (Commissie Bemesting Akkerbouw/ Vollegrondsgroenteteelt 2025) and for P[8] from Rijksdienst voor Ondernemend (2025). Whether there is *too much* N or P (environmental effects of too much K are very unlikely and are therefore not considered) depends heavily on soil type and hydrology, so it is difficult to set a robust threshold value for the two nutrients. Instead, the BGI system assigns lower soil health scores to soils with high levels of N and P *additions* or to soils whose N and P additions are unknown (see 6.1.1.5 for estimating the amount of nutrients in compost). Excessive fertilisation levels are considered to be values above the recommended fertilisation levels in the Soil and Fertilisation Handbook (Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt 2025).

6.3.2.5 Management options

The target and threshold values for soil nutrients are based on recommended fertilisation practices for agriculture and grassland. Note that in some cases optimal nutrient levels are not desired, but rather nutrient-poor conditions to allow for the establishment of certain flora or because nutrient-rich conditions are not necessary for the desired soil use. If fertilisation is needed, refer to the requirements set out in the Fertilisation Recommendation of the Committee on Fertilisation of Grasslands and Forages. See also management options for organic matter.

6.3.3 Contaminants (Pb or standard package)

Note: with regard to contaminants, the BGI has a signalling function; it is not a legal framework and cannot be seen as an exception/divergence from current environmental soil policy.

The BGI focuses on soil health (the ability of soil to provide ecosystem services in the long term) and the 'signalling' of contaminants is intended to indicate whether there may be an impact on essential soil functions (see Figure 1) by contaminants. Therefore, a poor BGI score on contaminants does not always mean that something should/can legally be done about the contaminants, if it does not pose unacceptable (human) risks

[7] https://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/ingangen/handeling/bemesting/stikstof/graszaadteelten.htm

[8] https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden/fosfaat-landbouwgrond/differentiatie

according to current policy. Exceedances of the BGI signal values would need to be tested according to the soil regulations in the Amsterdam municipality's environmental plan. These are described in the soil policy framework under the Environment Act (https://openresearch.amsterdam/nl/page/101973/beleidskader-bodem-onder-de-omgevingswet).

6.3.3.1 Explanation and relevance

Many urban soils are contaminated with metals (often lead, but also others) or organic substances (polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), chlorinated hydrocarbons, pesticides, etc.). For most sources, they are historical in nature (current inputs to urban soils are mostly greatly reduced), but due to the immobile nature of many metals (their strong binding to soil), a large proportion of the metals once introduced will still be in the soil. For organic contaminants, this is also partly the case, where persistent substances are concerned, such as (part of) the PAH compounds and the heavier fraction of mineral oil. Larger past sources, such as at the former Westergasfabriek in Amsterdam, have usually already been addressed, but smaller sources of contamination, such as those associated with oil tanks or business activities, are not always known (van den Elsen et al. 2021). It is therefore relevant to consider contaminants when assessing soil health.

In the *Contaminants* category, the BGI focuses on heavy metals (see 6.3.3.2 for a note on organic contaminants). Heavy metals found in soil can occur naturally (i.e. in the parent material of the soil) or come from human activities. Although heavy metals are usually considered negative, some metals are needed in small amounts by plants and/or animals (e.g. cobalt [Co], copper [Cu], nickel (Ni) and zinc [Zn]). However, in excessive concentrations, heavy metals can affect plant and soil life, disrupting the functioning of the soil ecosystem. Contaminated soils can also affect human health. Ingestion of soil by playing children, especially for lead (Pb), is one of the main exposure routes[9]. In addition, ground and surface water can be affected through leaching or runoff, especially from areas that are not (or partially) vegetated, where erosion of soil particles takes place (van den Elsen et al. 2021). But the concentration and type of heavy metals found in soils are highly variable. The third edition of *Heavy Metals in Soils* (Alloway 2012) includes 21 specific elements commonly found in soils. The BGI includes 13 of these elements, namely those included in the Dutch legal framework, as those most relevant to the Amsterdam context.

In the BGI, lead is considered representative of contaminants. Lead occurs in many urban soils in elevated levels. This is because lead was (formerly) present in many building materials (including paint, pipes) and oil/gasoline. Soil near roads or containing construction waste may therefore have markedly elevated levels of lead. These elevated levels are almost always correlated with elevated levels of other metals such as cadmium (Cd), mercury (Hg) or chromium (Cr), although the relationship between lead and these elements can vary from site to site. This is mainly due to the origin of the contamination (e.g. construction waste) in the soil. A study on the bioavailability of lead in contaminated urban soils in Leiden, Heerenveen and Veenendaal showed that lead is equally available in all locations in dependence on acidity and organic matter, and that there is always a correlation between lead and substances such as Hg, Cu, Ni, Cr and Zn. This indicates that lead is representative of contaminants. Whether there is also a correlation between lead and organic contaminants is much less known, although contamination with organic contaminants is often linked to the presence of oil tanks and petrol stations. This has not yet been investigated.

Use of the 'contaminants' indicator in the BGI

The BGI serves a different purpose from the policy framework applicable to soil quality in Amsterdam. Namely, the BGI focuses on the comprehensive assessment of soil health as a combination of chemical, physical and biological indicators. Contaminants are a chemical indicator that can affect the soil functions "habitat for ecology" and "food production" and reflect the soil function "natural buffer/filter" (*see also Figure 1*). (Prior) knowledge of the area to be assessed is useful to estimate whether contaminants may be important for soil health assessment. Knowledge of the (historical) use of the site (presence of industry, application of introduced soil and its origin, demolition of existing construction, etc.) is important in this respect and is therefore specifically addressed in the context questions. If no historical information or previous research results are available, the BGI recommends including contaminants as an indicator. If information is available, the user is asked whether a measurement of contaminants seems necessary based on the existing information. The only exception is the soil function "food production", for which a test is

[9] More information on how to deal with contaminants in gardens can be found here: https://www.ggd.amsterdam.nl/gezond-wonen/bodemverontreiniging/

recommended in all cases. But, the recommendation can be ignored if, based on the user's knowledge, that test is not necessary.

6.3.3.2 Related indicators

The BGI system focuses on heavy metals rather than other (e.g. organic) contaminants. At present, substances such as PFOA (perfluorooctanoic acid) and PFOS (perfluorooctane sulphonate), both belonging to the group of PFAS (perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances), are in the spotlight because it has become clear that they are harmful to humans and animals and are present in soil and surface water at an increasing number of locations. At specific source locations, high levels of PFAS in soil are related to: the presence of industry that has discharged one or more PFAS compounds over a long period of time, the use of fire-fighting firewater, or the addition of biosolids in agriculture. Other sources of PFAS in soil include leaching and emission of PFAS from landfills, industrial discharges, incineration of waste in landfills, contaminated irrigation water and wet and dry deposition of PFAS from the atmosphere (Ehsan et al. 2024). Outside source sites, very low levels of PFAS in soil are generally expected (diffuse diffusion). It is known that PFAS, especially in areas with high concentrations from a known source, can negatively affect soil, plant, animal and human health. However, outside these areas, there is still a lack of data on the conditions (PFAS type and concentration in combination with other soil/environmental variables) under which PFAS will negatively affect soil functions (Ehsan et al. 2024, Song et al. 2024). In addition, the ecological risk limits for soil are many times higher than the human risk limits of PFAS[10]. For these two reasons, the BGI does not currently include target or threshold values for PFAS in the contaminant category. In the presence of a source site, standard research (according to the Amsterdam Guideline for Soil Research - openresearch.amsterdam) is carried out and the consequences (in terms of PFAS) depend on the human risks at the site in question, making additional signal values irrelevant from a soil health perspective.

6.3.3.3 Measurement or determination

As mentioned above, lead is considered representative of contaminants in the BGI, because it is often correlated with the presence of other contaminants. If multiple contaminants are to be measured, but no specific contaminants are already of interest to the user, the standard substance package (heavy metals) of the laboratory performing the measurements is recommended.

Heavy metals in soil are measured after extraction with Aqua Regia, or King's water. This is an extraction of soil in a mixture of concentrated hydrochloric acid and nitric acid in a ratio of 3:1. This dissolves a large proportion of the metals present in the soil. These are determined after extraction by measurement with ICP or equivalent analytical methods. Measurement with Aqua Regia is currently the legally prescribed method for the determination of total metals in soil. (Note: strictly speaking, Aqua Regia is not a determination of the actual total content, as some of the metals do not dissolve in Aqua Regia. An extraction with HF (hydrofluoric acid) has been used for this purpose in the past, but this extraction is not used (anymore) due to the high risks of HF).

6.3.3.4 Targets and thresholds

The effects of different types and combinations of contaminants on soil health are complex and context-dependent. Within the BGI, it is only possible to give a general indication of where contaminants may affect the two contaminant-relevant soil functions (*habitat for ecology* and *food production* - *see also Figure 1*). The threshold values currently included in the scoring system are based on values of the existing environmental quality classes *agriculture/nature* and *residential*. These may be refined in the future to reflect more specifically the functioning of soils in urban areas.

The target and threshold values for contaminants in BGI were derived from the two most conservative (medium to high ecological protection level) categories in the legal framework for applying soil: agriculture/nature (lower than HC5[11]) and residential (middle of HC5 and HC50) (Appendix B at: https://wetten.overheid.nl/BWBR0047808/2025-01-01). For food gardens (the only soil use with the soil function: *food production*), the published values for agriculture/nature (the quality class with a high ecological protection level) were used as BGI threshold values (or signal values, as indicated in the

[10] https://www.rivm.nl/documenten/risicogrenzen-ten-behoeve-van-vaststelling-van-interventiewaarden-voor-pfos-pfoa-en-0

[11] The HC5 and HC50 are those concentrations at which 5%/50% of species potentially occurring in a generic soil ecosystem are exposed above their respective "*no observed effect*" concentration (*https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701011.pdf*).

introduction), with an ideal target value of zero. This very conservative signal reflects possible food quality concerns, the limited variety of plants grown in food gardens (compared to inedible plants) and the importance of an intact soil ecosystem in food gardens. For all other soil uses (except sealed soils, which are not assessed for contaminants in the BGI system), the published values for residential (the quality class with an average ecological protection level) were used as BGI threshold/signalling values. These other soil uses have a signal at (HC5+HC50)/2 (i.e. halfway between 5 and 50% exposure of soil life to contaminants) to indicate that some combinations of soil type, plant community and management may be affected by contaminants. Whether soil and/or plant life are actually affected must be determined specifically for each context based on historical information, field observations and the other physical, chemical and biological indicators. If the values found for contaminants give cause for a management decision, this can be substantiated with an additional ecological risk assessment in the Soil Risk Toolbox (https://www.risicotoolboxbodem.nl).

6.3.3.5 Management options

In the urban soil uses targeted by the BGI (Figure 1), contaminants are an indicator that can demonstrate the soil function "natural buffer/filter" and influence the soil functions "habitat for ecology" and "food production". The ability of soil to store contaminants is related to its texture, pH and organic matter. To influence the filtering/buffering function of soils, refer to the management options for those indicators (Chapter 6 - *6.2.1, 6.3.1 and 6.1.1*).

To support the soil functions of "habitat for ecology" and "food production", contaminants can be (1) removed, (2) avoided or (3) tolerated.

1. **Removal**: if contaminants occur in elevated levels in the soil and plant growth or food quality are a concern, one option is to remove the topsoil and replace it with clean soil. This is not only invasive but also very expensive. In some areas, phytoremediation (the gradual removal of contaminants through the growth of plants that accumulate heavy metals) can also be an option.
2. **Avoidance**: there are several methods to avoid contaminants (usage recommendations for lead can be found on the GGD website: https://www.amsterdam.nl/wonen-leefomgeving/bodem/lood-grond/):
   a. Growing vegetables and other crops in above-ground containers filled with clean soil.
   b. Applying a clean layer of soil to the existing soil. Many vegetable garden crops root relatively shallow (e.g. lettuce, carrots, leeks, tomatoes, etc.) so a clean layer of 30 cm is sufficient in most cases to prevent contact (of the plants' roots) with the contaminated soil.
   c. Stop growing certain crops that are known to be sensitive to contaminants or absorb heavy metals relatively easily. Examples of crops that absorb metals easily include leafy vegetables, radishes and other soil-grown root or bulb crops. In contrast, crops that absorb relatively few metals include legumes, tomato, and most fruit crops (apples, berries, etc.).
   d. Once it is known which parts of a garden or complex contain too many contaminants, (re)landscaping can also be an option. Cleaner parts are then suitable as vegetable gardens, while parts with higher levels can be used for inedible plants or grass (Römkens, 2011).
3. **Tolerate**: many plants and forms of soil life can survive and thrive in contaminated soils. See management options for biological indicators for more information on how to support soil life. In general, organic matter, oxygen (soil density/porosity) and moisture will promote soil biological activity and diversity. Although heavy metals cannot be degraded, soils with active soil life and healthy plants can facilitate the degradation of some organic contaminants.

6.3.4 Salinity (EC)

6.3.4.1 Explanation and relevance

Soil electrical conductivity (EC) is the ability of soil water to conduct electric current. Dissolved minerals in groundwater carry electric charges and conduct the electric current. Consequently, the EC of soils says something about the amount of minerals present in the soil (Corwin and Lesch 2005). In the lower EC range, EC measurements are an indication of soil fertility, with excessively low EC levels indicating low available nutrients.

In BGI, EC is used as a measure of salinity, or the amount of salts in the soil. Very high ECs indicate high salt concentrations; if the soil is too saline, a plant will struggle to extract water from the soil, toxic amounts of

some ions (e.g. Na+) may accumulate, and plants may struggle to access other needed ions (e.g. K+) (de Vos et al. 2016). High sodium levels can also cause soil aggregates to disintegrate, negatively affecting soil structure (Kroes and Supit 2011). Accumulation of salts can occur in parched soils, with little precipitation, but in the context of Amsterdam it is likely to occur mainly due to saltwater flooding or seepage from upwelling seawater via groundwater. This is exacerbated by evaporation, especially during hot summers. It is known that salinisation can be a problem in Amsterdam (de Boer and Radersma 2011, Verzandvoort et al. 2020), and therefore the BGI index recommends measuring EC in areas where groundwater is shallow (average groundwater level less than 50 cm below ground level).

6.3.4.2 Related indicators

EC is the standard measure of salinity; it is possible to test the chemical composition of a soil extract instead, but this is not a common method.

6.3.4.3 Measurement or determination

The standard method of measuring salinity (and the method recommended in the BGI system) is to measure the presence of ions or the EC in a saturated paste of soil material and water (Corwin and Lesch 2005). In this method, the soil sample is slowly saturated (to a paste) with distilled water and then the water is extracted from the soil using a vacuum pump. Specific ions can be measured in the extracted solution, or if only the EC is needed, the electrical conductivity can be measured using a conductivity meter

6.3.4.4 Targets and thresholds

In general, 4 dS m^{-1} is considered the highest value above which crop growth is restricted (Huber et al. 2008, de Vos et al. 2016, European Commission 2023). However, it is important to note that plants differ in their ability to tolerate salt. A Dutch study showed that many crops are able to achieve yields close to 100% at levels above 4 dS m^{-1} (de Vos et al. 2016). Also relevant to urban green spaces is that grass may not be strongly affected by salinity (Kroes and Supit 2011). Nevertheless, for *general* soil health, the BGI system uses 4 dS m^{-1} as the upper limit and less than 2 dS m^{-1} as the desired background value

6.3.4.5 Management options

There are still many questions about how to deal with saline soils in the Netherlands (van den Burg et al. 2024). One option, of course, is to choose salt-tolerant plants, such as those described by de Vos et al. (2016) or Whittinghill and Rowe (2011). However, water management strategies and soil improvements can help address soil salinity (Etikala et al. 2021). Careful irrigation (such as drip irrigation) can lower EC by moving salts through the soil and beyond the root zone, although excessive irrigation should be avoided, as rising groundwater levels can bring soluble salts into the root zone.

In some cases, a combination of irrigation and drainage may be needed to reduce salt concentration. In dry climates or hot summers, plant residues and mulch can help keep the soil moist, keeping the root zone hydrated and salinity low. There are many possible soil amendments. Adding biochar, gypsum, compost and/or zeolites can help leach out salt and increase nutrient availability. These additions also increase the soil's water-holding capacity, aggregate stability and soil aeration. Soil microbial activity increases, while Na uptake by plants decreases. It is also possible to use foliar sprays instead of soil amendments to address plant nutrient deficiencies.

6.4 Biological indicators

6.4.1 Nematodes (total and plant parasitic)

6.4.1.1 Explanation and relevance

A wide variety of nematodes, also called nematodes or roundworms, live in the soil: the plant parasitic nematodes (PPN), the cyst nematodes (these make cysts that are filled with eggs and can survive in the soil for long periods of time) and the remaining, free-living nematode community (also called environmental nematodes). As many as 40-100 species are often found in a soil sample. These are 0.2 mm to 10 mm in size. Between 2000 and 4000 nematodes occur in 100 grams of dry soil. The nematodes live off different food sources. For instance, some nematodes feed on the roots of plants and adversely affect plant growth. In

the Netherlands, about 100 species of nematodes are harmful to plants (plant parasitic; PPN). Besides PPN nematodes, there are nematodes that eat bacteria and fungi. These contribute to the digestion of organic matter in the soil and mineralisation. Predatory nematodes that eat other nematodes and small soil animals also occur. Finally, there are omnivores that live off different food sources. In a complete and undisturbed food web, all the different food groups within the group of nematodes are represented and, among other things, they ensure the "grazing" of lower trophic levels (micro-organisms such as bacteria and fungi), thus ensuring the digestion of organic matter and the release of nutrients to plants again. In addition, of course, some PPN nematodes can also cause damage to vegetation.

6.4.1.2 Related indicators

There are many other biological indicators that can be used to assess soil health. Both micro-organisms and earthworms (in BGI Tier II) are often used. Nematodes are an important bioindicator because they are larger than micro-organisms. This makes nematodes less dependent on short-term effects on the soil, such as fertilisation or tillage. Because some nematodes also depend on micro-organisms, they also reflect these organisms. In addition, there is a lot of knowledge about the different food groups and their functions. Moreover, plant-parasitic nematodes play an important role as pathogens of vegetation. Besides direct damage to agricultural crops, they can also control vegetation succession in more natural ecosystems.

6.4.1.3 Measurement or determination

Once the nematodes are removed from the soil, they can be counted and determined using various DNA techniques or microscopes. DNA techniques are in principle more sensitive than microscopic analyses and can detect nematodes even in very low numbers. However, the DNA of the nematodes must be easily extractable from the soil and the genetic code must be known to enable species recognition through DNA. Microscopic analysis is used to validate DNA analysis and to determine species for which no DNA test is available. This gives an even more complete picture of the nematodes present in the soil.

As there are many ways to determine nematodes, here we provide a description of the recommended method, which can help when communicating with the lab.

From a soil sample of 500 -1000 ml, a subsample of about 100 ml of soil is taken after mixing and used for nematode testing. The fresh weight of this 100 ml is determined with a scale. If necessary, the dry weight (moisture content) of a separately taken 100 ml soil sample can also be determined, by weighing the 100 ml fresh soil, drying it (> 24 hours at 100° C) and determining the weight again. In principle, this gives more exact data regarding the nematodes/100 g dry soil, because the variation due to moisture differences between soil samples is reduced.

The nematodes are separated from the soil using an Oostenbrink funnel. This proven method works on the principle that in a liquid column, soil particles sink faster than nematodes. Then, from the 100 ml suspension in one or two mixing samples of 10 ml suspension, all nematodes are counted. These counts are converted by means to the total number of nematodes per 100 g of soil. The residual suspension (80-90 ml) is either thickened and determined directly (live) or the suspension is fixed with 4% formalin. After fixation, the samples can be stored for a longer time.

The nematode composition is determined by making 1 to 2 mass preparations from fresh or fixed samples. In each preparation, about 150 nematodes are determined with a light microscope in random order, preferably at the lowest possible level (species, genus, family). The book of Bongers (1988) is followed for naming.

The labs that we know can currently perform this analysis are: Eurofins, HLB/Greenfly and WUR Open Teelten Lelystad.

A laboratory analysis provides a lot of information. For plant-parasitic nematodes, much is known about the relationship between numbers and risks for crops (see: https://www.aaltjesschema.nl or https://www.best4soil.eu). In addition, you can look at the relative (%) or absolute number distribution between different food groups (e.g. plant-eating, bacterial-eating, fungicidal nematodes), and you can calculate many different ecological indices, each with their own background (see NINJA: https://www.wur.nl/nl/product/ninja-nematode-indicator-joint-analysis-1.htm).

The nematode results will be more detailed than required for the BGI system (which only requires total numbers). Find additional information on nematode results coming out of the lab here.

In an Excel file, all the different nematode species (on the y-axis) found are reported per sample (on the x-axis). Sometimes juveniles, females, and males are also distinguished. It is common practice to count dauer larvae, unnamable resting stages of nematodes (often bacterial eaters, but also, for example, of insect parasites), but not to include them in the number of nematodes to be determined and the further processing of the raw data. It may happen that dauer larvae form a relatively large proportion, for example as a result of a sudden bacterial bloom due to rainfall or a lot of organic material or manure having been applied to the soil. In such cases, it is advisable not to include the numbers of dauer larvae in the total nematode to be determined of around 150 individuals (to improve the reliability of the species composition) and not to include this number of dauer larvae in the processing to relative species composition and/or NINJA calculations (see NINJA above). This is because they are not an active part at that time as a resting stage and are ecologically reflective of the past. So the number and/or percentage of dauer larvae can be an important signal in the interpretation that the site has been disturbed!

If you add up all the nematodes found on the x-axis, there should be at least about 150 nematodes determined. If there are more, this is not a problem, and the data are slightly more reliable. With this data, the percentage ratio (%) of taxa in the sample can be calculated. With the total number of nematodes per 100 g of soil, the species composition can be converted to the absolute numbers per 100 g of soil. The raw data can be processed in various ways. This can be done using Excel calculations, but it is even better to do this using NINJA. The advice is not to include dauer larvae in these calculations.

For BGI, total numbers of nematodes per 100 g of soil are used. The total number of nematodes/100 g of soil can be split into the total number of non-plant parasitic nematodes/100 g and the total number of plant parasitic nematodes/100 g. In addition, many other techniques can be used to interpret the data via NINJA, among others.

6.4.1.4 Targets and thresholds

Reference ranges of biological indicators in the BGI system were calculated using the existing Farm Network dataset (https://www.bo-akkerbouw.nl/kennis-en-innovatie/project-bedrijvennetwerk-bodemmetingen), a recent (2019-2021), texture-specific dataset of agricultural soils. This was a relatively small dataset with a lot of variation, and so we chose to assign threshold values to the 5% percentile and target values to the 80% percentile.

6.4.1.5 Management options

As mentioned earlier, nematode species can be both beneficial and detrimental to soil health, and/or to the vegetation present. Once nematode damage becomes visible, it is often too late to intervene quickly. Keeping track of the soil history and being alert to deviations in vegetation growth can provide valuable clues regarding the occurrence of certain PPN nematodes. The best management strategy is to sample regularly and be alert to changes in nematode communities as they occur. In addition, some diversity in vegetation is always better than monocultures.

Feeding soil life with organic matter or other soil improvers is often beneficial to soil life, including most nematode species. If the numbers of environmental nematodes fall at the lower end of the reference range, there is usually “stress”, such as contamination, compaction or too little food (or an artefact in, for example, sampling or extracting the nematodes - which is why replicate testing is strongly recommended). To increase environmental nematode numbers, methods can be applied that address the stressors (see management options in the sections on contaminants, penetration resistance, bulk density and soil organic matter).

6.4.2 Bacterial biomass and fungal biomass

6.4.2.1 Explanation and relevance

Microbial biomass is an indicator of the amount of micro-organisms in the soil. Higher microbial biomass is associated with higher soil fertility and resilience. The ratio of fungi to bacteria also plays a role. Bacteria are mainly responsible for rapid degradation of less complex substances and are less sensitive to disturbances. Fungi mainly break down more complex substances. Often, a higher fungal biomass is related to higher carbon storage. But differences can also be measured within fungi and bacteria. Gram-positive bacteria are

slow-growing species capable of breaking down complex compounds, while gram-negative bacteria are mainly fast-growing species. Actinobacteria are known for their antagonistic activity against a wide range of pathogens. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are fungi that cooperate with the plant and provide it with important nutrients. Thus, a large amount of AMF is beneficial for yield when nutrient supply is limited.

6.4.2.2 Related indicators

In the BGI, information on the microbial community is collected using PLFA (see below). The PLFA data are rough estimates about the microbial community in the soil. They say nothing about the species diversity in the different groups and what they mean in terms of functions for the soil. This could perhaps be complemented by other techniques, such as molecular techniques. However, these techniques are relatively expensive, not yet practical, and also do not provide information on actual numbers.

6.4.2.3 Measurement or determination

PLFA is the abbreviation for Phospholipid-derived Fatty Acids. These are fatty acids that form the membranes of all living cells. Different groups of organisms have different PLFAs. Since different PLFAs are specific to different groups of microorganisms such as fungi and bacteria, this method can be used to determine the biomass of these groups separately. PLFA measurements are a faster and cheaper alternative to classical microbial measurements.

Some 30 PLFAs are used as biomarkers of microbial community composition (*community structure*), which can be used to visualise effects of treatments or management. This method provides information on relative amounts of fungi, bacteria and actinomycetes. Moreover, it distinguishes between saprotrophic fungi and mycorrhizal fungi, and between gram-positive and gram-negative bacteria that can be considered slow and fast growers, respectively.

6.4.2.4 Targets and thresholds

Reference ranges of biological indicators in the BGI system were calculated using the existing Farm Network dataset (https://www.bo-akkerbouw.nl/kennis-en-innovatie/project-bedrijvennetwerk-bodemmetingen), a recent (2019-2021), texture-specific dataset of agricultural soils. This was a relatively small dataset with a lot of variation, and so we chose to assign threshold values to the 5% percentile and target values to the 80% percentile.

6.4.2.5 Management options

One option to improve the ratio of fungi to bacteria in favour of the fungi is, for example, by tilling soil less, using fewer chemical inputs and feeding the soil with organic material that is more difficult to biodegrade. This often gives the soil relatively more fungi and basically makes it function better.

6.4.3 Earthworms

6.4.3.1 Explanation and relevance

The earthworm mainly eats plant remains, but also fungi, seeds, bacteria and remains of all kinds of animals and their dung. There are about 23 species in the Netherlands and in a fertile meadow there can be as many as 400 individuals per square metre. There are three types of earthworms: litter-eaters (epigenic worms), soil-eaters (endogenous worms) and commuters (anecic worms). Litter-eaters remain small and do not dig deep burrows, but mainly mix leaf litter superficially into the soil. To protect them from sunlight, their whole body is coloured. You often encounter these worms when digging in your garden. Some soil-eaters live just below the soil surface; others live much deeper. Because they live in the soil and are thus unaffected by the sun, they are often pale. Commuters dig deep, vertical tunnels, in which they pull down leaves they grab from the soil surface. These worms become the largest in the Netherlands. Their deep tunnels help drain water better. Because only their head rises above the ground, it is coloured and the rest is not.

The worm helps break down plant debris, making the soil more fertile. The tunnels it digs improve soil aeration, allowing bacteria and fungi that need oxygen to penetrate deeper into the soil. These micro-organisms in turn help break down plant debris, releasing even more nutrients for plants. Heavy machinery pushes the air out of the soil, so the earthworm is especially popular in fields for soil restoration. Plants appreciate worms because they can use the tunnels to root more easily. Water balance is also improved by

the earthworm. There are also some negative effects of worms. Through breaking down plant residues and making soil fertile, worms can sometimes increase harmful greenhouse gas emissions.

6.4.3.2 Related Indicators

There are, of course, smaller soil organisms that are somewhat similar to earthworms, such as potworms. There are also other soil organisms with partly similar functions to those of earthworms, such as beetle larvae and some insects. Nevertheless, the size, recognisability and available knowledge of earthworms are often reasons not to select related indicators for a soil health assessment.

6.4.3.3 Measurement or determination

Worms are collected alive in the field, usually by taking a 20x20x20 cm soil sample at 3-6 sites. This soil clod can either be transported to the lab for further processing or worms can be collected immediately on-site. A quantity of water (or sometimes extractant) is usually also deposited on the bottom of the hole where the soil was removed. This sometimes raises additional worms, which are also counted/collected for a specified period of time. Besides the number of worms per square metre (n/m2), it can also be useful to know more about species diversity, as each earthworm species also has a different way of life and function. To identify the different species, it is important to use a microscope in a laboratory.

6.4.3.4 Targets and thresholds

Reference ranges of biological indicators in the BGI system were calculated using the existing Farm Network dataset (https://www.bo-akkerbouw.nl/kennis-en-innovatie/project-bedrijvennetwerk-bodemmetingen), a recent (2019-2021), texture-specific dataset of agricultural soils. This was a relatively small dataset with a lot of variation, and so we chose to assign threshold values to the 5% percentile and target values to the 80% percentile.

6.4.3.5 Management options

Management options for earthworms are similar to those for microbial management: stimulating by less tillage, less chemical inputs and feeding the soil with harder-to-degrade organic matter. In addition, it helps to leave leaves and other organic material on the soil or even add extra (*mulching*), among other things. Unlike microbes, earthworms, which are part of the larger mesofauna of the soil, can also be purchased and added directly to the soil. This can be considered in soils where there are problems with soil structure, water permeability or organic matter supply.

7 Basic index for soil health

The purpose of the Basic Soil Health Index (Basic BGI) is to provide information on the soil health of urban gardens in Amsterdam using simple methods that can be carried out by non-specialists, and are less expensive than the methods of the professional BGI. The results of these methods provide a basic understanding of soil health using many of the same indicators as those included in the professional BGI system. Users may therefore wish to consult the background information and management recommendations provided for each indicator in the *Background Information on Indicators* section (Chapter 6).

Important to know: this basic index (basic BGI) does not give the same quality results as the professional BGI.

The basic index is meant to *be indicative*. It can give valuable information about soils, but it is not suitable for e.g. large-scale soil monitoring. The quality of most measurements will strongly depend on the user and the materials used. To make an informative comparison of multiple sites (with multiple users) would require training and standardisation. However, repeated measurements by the same person, using the same methods, can provide insights on a local scale (although still not with the same certainty as the professional BGI).

The field tests for the basic index are described in the accompanying field guide (*see Appendix C*). To interpret the information collected in the field, the measurements can be entered into the Interactive-BGI *(Excel worksheet; user guide in Appendix A)* in the "**Basic Index**" tab.

8 Literature and sources

Abdelbaki, A. M. (2018). *Evaluation of pedotransfer functions for predicting soil bulk density for US soils*. Ain Shams Engineering Journal 9(4): 1611-1619.

AgSource (2015). *Soil Cation Exchange Capacity (CEC)*. Retrieved January 2025, *from* https://agsource.com/agronomy-technical-bulletins/

Alloway, B. J. (2012). *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability.* Springer Science & Business Media. ISBN: 9400744706.

Assinck, F., F. Brouwer, W. de Groot and T. Harkema (2024). *Handboek voor veldbodemkundig onderzoek*. https://www.doi.org/10.18174/683470

Bakema, G., G. Bakker, M. Heinen, F. van Egmond and E. van den Elsen (2024). *De invloed van bodemverdichting op de plantontwikkeling: kolom-, laboratorium-en veldexperimenten: eindrapport onderzoeksproject BoVer (Bodemverdichting Verdiept)*. https://www.doi.org/10.18174/675719

Bakema, G., J. van den Akker and F. van Egmond (2021). *Voorkomen en opheffen van bodemverdichting: Literatuuronderzoek en casestudie Flevoland*. https://www.doi.org/10.18174/542089

Benchmarks (2025). *Glossary - Water regulation and purification*. Retrieved January 2025, *from* https://soilhealthbenchmarks.eu/glossary/

Boekel, P., F. R. Vis and A. Lahr-Renkema (1980). *Gebruik van zand bij de aanleg en onderhoud van grassportvelden: rapport aan de hand van literatuurgegevens opgesteld*. https://edepot.wur.nl/274471

Boogaard, F., H. Bouwmeester, C. Bouwens and R. Brolsma (2024). *Infiltratie van regenwater in stedelijk gebied: Wadi's, raingardens en waterdoorlatende verharding*. Retrieved January 2025, *from* https://www.kanbouwen.nl/wp-content/uploads/2024/03/KAN-Brochure-Regenwater-in-stedelijk-gebied.pdf

Bouwman, L. A., J. Bloem, P. F. Romkens, G. T. Boon and J. Vangronsveld (2001). *Beneficial effects of the growth of metal tolerant grass on biological and chemical parameters in copper*. Minerva Biotecnologica 13 (1): 19-26.

Boyer, S., S. Wratten, M. Pizey and P. Weber (2011). *Impact of soil stockpiling and mining rehabilitation on earthworm communities*. Pedobiologia 54: S99-S102.

Boyer, S. and S. D. Wratten (2010). *The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining–a review*. Basic and Applied Ecology 11(3): 196-203.

Brus, D. J. (2022). *Spatial sampling with R.* CRC Press ISBN: 100060005X.

Chang, C.-W., D. A. Laird, M. J. Mausbach and C. R. Hurburgh (2001). *Near-infrared reflectance spectroscopy–principal components regression analyses of soil properties*. Soil Science Society of America Journal 65(2): 480-490.

Commissie Bemesting Akkerbouw/Vollegrondsgroenteteelt, C. B. A. V. (2025). *Handboek Bodem en Bemesting*. Retrieved January 2025, *from* https://www.handboekbodemenbemesting.nl/nl/handboekbodemenbemesting/ingangen/bodem/waterbeschikbaarheid.htm

Corwin, D. L. and S. M. Lesch (2005). *Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture*. Computers and electronics in agriculture 46(1-3): 11-43.

Davidson, D. T. (1965). *Penetrometer measurements*. Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling 9: 472-484.

de Boer, B. (2012). *Zicht op zand*. Greenkeeper. Retrieved January 2025, *from* https://www.greenkeeper.nl/article/23194/zicht-op-zand

de Boer, H. and S. Radersma (2011). *Verzilting in Nederland: oorzaken en perspectieven*. ISSN 1570-8616

De Haan, J., E. Van den Elsen and S. Visser (2021). *Evaluatie van de Bodemindicatoren voor Landbouwgronden in Nederland (BLN), versie 1.0: BLN, versie 1.1 en de schets van een ontwikkelpad naar een BLN, versie 2.0*.

de Lijster, E., J. van de Akker, A. Visser, B. Allema, A. van der Wal and W. Dijkman (2016). *Waarderen van bodemwatermaatregelen*. CLM Onderzoek en Advies. Retrieved January 2025, *from* https://www.clm.nl/uploads/nieuws-pdfs/912-CLMrapport-Waarderen_bodem-watermaatregelen.pdf

de Vos, A., B. Bruning, G. van Straten, R. Oosterbaan, J. Rozema and P. van Bodegom (2016). *Crop salt tolerance under controlled field conditions in The Netherlands, based on trials conducted at Salt Farm Texel*. https://edepot.wur.nl/409817

Ehsan, M. N., M. Riza, M. N. Pervez, C.-W. Li, A. A. Zorpas and V. Naddeo (2024). *PFAS contamination in soil and sediment: Contribution of sources and environmental impacts on soil biota*. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering 9: 100643. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100643

Eijkelkamp (2022). *Eijkelkamp penetrologger user manual*. Retrieved January 2025, *from* https://www.royaleijkelkamp.com/media/nrwjyah3/m-0615sae-penetrologger.pdf

Etikala, B., N. Adimalla, S. Madhav, S. G. Somagouni and P. Keshava Kiran Kumar (2021). *Salinity problems in groundwater and management strategies in arid and semi-arid regions*. Groundwater geochemistry: pollution and remediation methods: 42-56. https://doi.org/10.1002/9781119709732.ch3

European Commission, E. U. (2023). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law)*. Retrieved January 2025, *from* https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directive-soil-monitoring-and-resilience_en

European Environment Agency, E. E. A. (2023) *Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil health assessments. EEA Report No. 08/2022, 181 https://www.doi.org/10.2800/956606*

Faber, J. H., M. C. Hanegraaf, A. Gillikin, C. M. J. Hendriks, P. J. Kuikman, I. Cousin, A. Bispo, G. Obiang-Ndong, D. Montagne, A. Taylor, J. Bengtsson, L. t. Damme, K. H. E. Meurer and M. Viketoft (2022). *Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values (SIREN): EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2*. https://edepot.wur.nl/582329. https://edepot.wur.nl/582329

FAO (2024). *FAO Terminology Portal*. Retrieved January 2025, *from* https://www.fao.org/faoterm/en/

Fernández, F. G. and R. G. Hoeft (2009). *Managing soil pH and crop nutrients*. Illinois Agronomy 24: 91-112.

Fine, A. K., H. M. van Es and R. R. Schindelbeck (2017). *Statistics, scoring functions, and regional analysis of a comprehensive soil health database*. Soil Science Society of America Journal 81(3): 589-601.

Grant, C., R. Loch, N. McCaffrey, S. Anstee and D. Doley (2016). *Mine rehabilitation: leading practice sustainable development program for the mining industry*. Retrieved January 2025, *from* https://www.industry.gov.au/sites/default/files/2019-04/lpsdp-mine-rehabilitation-handbook-english.pdf

Grilli, E., S. C. Carvalho, T. Chiti, E. Coppola, R. D'Ascoli, T. La Mantia, R. Marzaioli, M. Mastrocicco, F. Pulido and F. A. Rutigliano (2021). *Critical range of soil organic carbon in southern Europe lands under desertification risk*. Journal of Environmental Management 287: 112285. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112285

Hanegraaf, M., E. van den Elsen, J. de Haan and S. Visser (2019). *Bodemkwaliteitsbeoordeling van landbouwgronden in Nederland-indicatorset en systematiek, versie 1.0*. https://www.doi.org/10.18174/498307

Heinen, M., G. Bakker and J. Wosten (2020). *Water retention and door characteristics of trees and undergrounds in the Netherlands: de staringreeks*.

Heinen, M., L. Gollenbeek, G. Hilhorst and Z. v. d. Vegte (2021). *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken in klei-in-zand profielen*. https://klimap.nl/images/Proefgebieden/Factsheet%20B2.1%20Klei%20in%20Zand%20De%20Marke.pdf

Helfenstein, A., V. L. Mulder, G. B. Heuvelink and J. P. Okx (2022). *Tier 4 maps of soil pH at 25 m resolution for the Netherlands*. Geoderma 410: 115659. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115659

Huber, S., G. Prokop, D. Arrouays, G. Banko, A. Bispo, R. J. Jones, M. Kibblewhite, W. Lexer, A. Möller and R. J. Rickson (2008). *Environmental assessment of soil for monitoring: volume I, indicators & criteria*. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg 339. https://doi.org/10.2788/93515

Idowu, O., H. Van Es, G. Abawi, D. Wolfe, R. Schindelbeck, B. Moebius-Clune and B. Gugino (2009). *Use of an integrative soil health test for evaluation of soil management impacts*. Renewable Agriculture and Food Systems 24(3): 214-224.

Jaconi, A., C. Vos and A. Don (2019). *Near infrared spectroscopy as an easy and precise method to estimate soil texture*. Geoderma 337: 906-913.

Kleijer, H. (1975). *Hockeyvelden" de Ruwaard", gemeente Oss: de bodemgesteldheid en het advies voor herstel*.

Konert, M. and J. Vandenberghe (1997). *Comparison of laser grain size analysis with pipette and sieve analysis: a solution for the underestimation of the clay fraction*. Sedimentology 44(3): 523-535.

Kroes, J. and I. Supit (2011). *Impact analysis of drought, water excess and salinity on grass production in The Netherlands using historical and future climate data*. Agriculture, ecosystems & environment 144(1): 370-381.

Kruse, J., M. Abraham, W. Amelung, C. Baum, R. Bol, O. Kühn, H. Lewandowski, J. Niederberger, Y. Oelmann and C. Rüger (2015). *Innovative methods in soil phosphorus research: A review*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 178(1): 43-88.

Lehmann, J., D. A. Bossio, I. Kogel-Knabner and M. C. Rillig (2020). *The concept and future prospects of soil health*. Nat Rev Earth Environ 1(10): 544-553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Matson, A., M. Fantappiè, G. A. Campbell, J. F. Miranda-Vélez, J. H. Faber, L. C. Gomes, R. Hessel, M. Lana, S. Mocali and P. Smith (2024). *Four approaches to setting soil health targets and thresholds in agricultural soils*. Journal of Environmental Management 371: 123141. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123141

Miller, W. and D. Miller (1987). *A micro-pipette method for soil mechanical analysis*. Communications in Soil Science and Plant Analysis 18(1): 1-15.

Minasny, B., A. McBratney, D. Brough and D. Jacquier (2011). *Models relating soil pH measurements in water and calcium chloride that incorporate electrolyte concentration*. European Journal of Soil Science 62(5): 728-732.

Moebius-Clune, B. N. (2016). *Comprehensive assessment of soil health: The Cornell framework manual.* Cornell University. ISBN: 0967650763.

Musinguzi, P., P. Ebanyat, J. S. Tenywa, T. A. Basamba, M. M. Tenywa and D. N. Mubiru (2016). *Critical soil organic carbon range for optimal crop response to mineral fertiliser nitrogen on a ferralsol*. Experimental Agriculture 52(4): 635-653. https://doi.org/10.1017/S0014479715000307

Nachtergaele, L. (2016). *Geschiktheid van potentiële bodemverbeteraars in de sportveldsector*. *from* https://libstore.ugent.be/fulltxt/RUG01/002/275/107/RUG01-002275107_2016_0001_AC.pdf

Nicholson, P. G. (2014). *Soil improvement and ground modification methods.* Butterworth-Heinemann. ISBN: 0124078990.

Olson, N. C., J. S. Gulliver, J. L. Nieber and M. Kayhanian (2013). *Remediation to improve infiltration into compact soils*. Journal of Environmental Management 117: 85-95.

Ott, R. and M. Longnecker (2016). *An introduction to statistical methods and data analysis.* Cengage Learning. ISBN: 1305269470.

Phillip, J. C. (1985). *A description of urban soils and their desired characteristics*. Arboriculture & Urban Forestry (AUF) 11(11): 330-339.

Pires, L. F., J. A. Borges, J. A. Rosa, M. Cooper, R. J. Heck, S. Passoni and W. L. Roque (2017). *Soil structure changes induced by tillage systems*. Soil and Tillage research 165: 66-79.

Pribyl, D. W. (2010). *A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor*. Geoderma 156(3-4): 75-83.

Remmelink, G., J. van Middelkoop, W. Ouweltjes and H. Wemmenhove (2020). *Handboek melkveehouderij 2020/21*. https://doi.org/10.18174/529557

Rijksdienst voor Ondernemend, R. V. O. (2025). *Mest gebruiken en uitrijden*. Retrieved January 2025, *from* https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/gebruiken-en-uitrijden

Ritzema, H., G. Heuvelink, M. Heinen, P. Bogaart, F. van der Bolt, M. Hack-ten Broeke, T. Hoogland, M. Knotters, H. Massop and H. Vroon (2012). *Meten en interpreteren van grondwaterstanden: analyse van methodieken en nauwkeurigheid*. https://edepot.wur.nl/215081

Römkens, P. F. A. M. and R. P. J. J. Rietra (2011). *Lood in bodem en gewas in volkstuincomplexen in Leiden: locatie-specifiek onderzoek naar risico's van bodemverontreiniging*.

Schjønning, P., R. McBride, T. Keller and P. B. Obour (2017). *Predicting soil particle density from clay and soil organic matter contents*. Geoderma 286: 83-87.

Scullion, J., A. Mohammed and H. Richardson (1988). *Effect of storage and reinstatement procedures on earthworm populations in soils affected by opencast coal mining*. Journal of applied ecology: 233-240.

Shepherd, T. G. (2000). *Visual Soil Assessment: Volume 1: Field Guide for Cropping and Pastoral Grazing on Flat to Rolling Country.* Landcare Research. ISBN: 1877221929.

Sloan, J. J., P. A. Ampim, N. T. Basta and R. Scott (2012). *Addressing the need for soil blends and amendments for the highly modified urban landscape*. Soil Science Society of America Journal 76(4): 1133-1141.

SoilCare (2021). *SoilCare Project Glossary*. Retrieved January 2025, *from* https://soilcare-project.eu/resources/glossary

Song, J., J. Song, R. Zhang, C. Che, Y. Yuan, W. Tan, B. Xi, K. Hui and J. Zhang (2024). *Study on interaction, feedback, and response between perfluorinated compounds and soil environments*. Emerging Contaminants: 100428.

Steinwidder, L. (2021). *Redmediation of Agricultural Subsoil Compaction; Ripping, Burrowing Crops vs. Mechanical Deep.* Ghent University.

Stolte, J. and G. Veerman (1997). *Manual of soil physical measurements*. Technical document 37.

Tijskens, G., G. Gommers, D. Lieven en P.J. Frank. (2014). *Handboek Ecologisch Tuinieren.* ISBN: 9789081612890.

Toth, G., A. JONES, L. MONTANARELLA, C. ALEWELL, C. BALLABIO, F. CARRE, B. D. DE, R. A. GUICHARNAUD, C. GARDI and T. HERMANN (2013). *LUCAS Topoil Survey-methodology, data and results.* ISBN: 9279325426.

Van Breemen, N., J. Mulder and C. Driscoll (1983). *Acidification and alkalinization of soils*. Plant and Soil 75: 283-308.

van Delft, B., J. Cruijsen, T. Harkema, M. Knotters and P. Dijk (2024). *pH-profielen als indicator voor zuurbuffering in de bodem*. (Rapport / Wageningen Environmental Research; No. 3336). Wageningen Environmental Research. https://www.doi.org/10.18174/640483

van den Burg, S., A. O. Deolu-Ajayi, R. Nauta, W. R. Cervi, A. van der Werf, M. Poelman, G.-J. Wilbers, J. Snethlage, M. van Alphen and I. M. van der Meer (2024). *Knowledge gaps on how to adapt crop production under changing saline circumstances in the Netherlands*. Science of the Total Environment: 170118.

van den Elsen, E., R. Anton-Sobejano, I. Cousin, L. Fuchs, J. de Haan, K. Teuling, A. Klimkowicz-Pawlas, J. Niedźwiecki, S. Pindral and D. Montagne (2024). *A framework to assess soil threats, soil functions and soil-based ecosystem services*. https://doi.org/10.5281/zenodo.14056696

van den Elsen, E., M. Knotters, M. Heinen, P. Römkens, J. Bloem and G. Korthals (2019). *Noodzakelijke indicatoren voor de beoordeling van de gezondheid van Nederlandse landbouwbodems: Selectie van fysische, chemische en biologische indicatoren voor het meten van de bodemgezondheid*.

van den Elsen, E., P. Römkens, S. Verzandvoort, G. Korthals, D. Leenders-van Tol and J. Bloem (2021). *Bodemkwaliteitsindicatoren voor stadslandbouw en stedelijk groen: wetenschappelijke basis en praktijktoepassing*.

van den Elsen, E., D. van Tol-Leenders, K. Teuling, P. Römkens, J. de Haan, G. Korthals and A. Reijneveld (2020). *De staat van de Nederlandse landbouwbodems in 2018: Op basis van beschikbare landsdekkende dataset (CC-NL) en bodem-indicatorenlijst (BLN)*.

Vazquez, C., R. G. de Goede, M. Rutgers, T. J. de Koeijer and R. E. Creamer (2021). *Assessing multifunctionality of agricultural soils: Reducing the biodiversity trade-off*. European Journal of Soil Science 72(4): 1624-1639.

Veerman, C., T. P. Correia, C. Bastioli, B. Biro, J. Bouma, E. Cienciala, B. Emmett, E. A. Frison, A. Grand and L. H. Filchev (2020). *Caring for soil is caring for life: ensure 75% of soils are healthy by 2030 for healthy food, people, nature and climate: interim report of the mission board for soil health and food: study*. Publications Office. https://data.europa.eu/doi/10.2777/821504

Verstraten, J., J. van Middelkoop, A. Philipsen, C. van Dongen, D. Bussink, A. van der Bas, G. Velthof, J. de Haan, W. van Dijk and K. Brolsma (2023). *Bemestingsadvies Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen: Versie 2023*. https://edepot.wur.nl/413891

Verzandvoort, S., D. e. van Tol-Leenders, P. Römkens, G. Mol and E. van den Elsen (2020). *Bodeminformatiebehoefte voor de Metropoolregio Amsterdam: Bodeminformatie voor vraagstukken in en om de stad*. https://edepot.wur.nl/513443

Vlaar, T., L. Veerman, S. Rouing, J. Souwer and A. Mayer (2023). *Raamwerkdefinitie gezonde bodem Amsterdam*.

Whitefield, P. (2004). *The Earth care manual: a permaculture handbook for Britain & other temperate climates.* Permanent publications*.* ISBN: 185623021X.

Whittinghill, L. J. and D. B. Rowe (2011). *Salt tolerance of common green roof and green wall plants*. Urban Ecosystems 14: 783-794.

Wijk, A. L. M. v. (2008). *Natuurgrasvelden: de toplaag nader bekeken*. Fieldmanager: vakblad voor sportveldbeheer 4(1): 45 - 51. https://edepot.wur.nl/191

Yang, Y., C. Campbell, L. Clark, C. Cameron and E. Paterson (2006). *Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils*. Chemosphere 63(11): 1942-1952.

Yvan, C., S. Stéphane, C. Stéphane, B. Pierre, R. Guy and B. Hubert (2012). *Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems*. Soil Biology and Biochemistry 55: 93-103.

Zhang, H. and J. Wang (2014). *Loss on ignition method.* Soil test methods from the southeastern United States, Southern Cooperative Series Bulletin No. 419**:** 155-157.

Zwart, K., A. Wolfs, A. Kikkert, A. Termorshuizen and G. van der Burgt (2013). *Tien vragen en antwoorden over organische stof - onderdeel van het project sturen van de N-mineralisatie met kennis over organische stof.* https://kennisakker.nl/archief-publicaties/tien-vragen-en-antwoorden-over-organische-stof4091

Source of figures

Figure	Source
8	This work has been released into the public domain by its author, Soil Physics at English Wikipedia. This applies worldwide. In some countries this may not be legally possible; if so: Soil Physics grants anyone the right to use this work for any purpose, without any conditions, unless such conditions are required by law.
9	Copyright METER USA. Courtesy of METER GROUP EUROPE Mettlacher Straße 8, 81379 Munich, T: +49 89 1266520; info.europe@metergroup.com

Appendix A Interactive BGI User Manual

Introduction

This user manual describes the use of the Excel worksheet "Interactive-BGI v1.0.xlsx" (called the **worksheet** for short). The worksheet starts with the context questions (to be answered when preparing a soil assessment), includes a cost estimation tool and then supports the data analysis of multiple indicator measurements, through the scoring system (Chapter 5).

This manual is for general use. It is not important for which soil use the field measurements were made, or exactly which indicators were measured.

The worksheet contains a number of tabs; these tabs should be worked through/filled in from left to right. This order is described in this document.

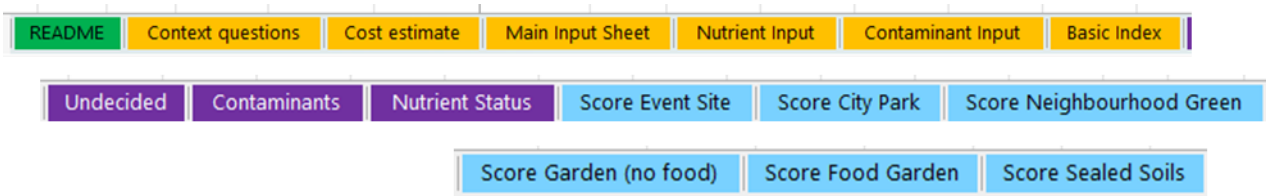


Figure A1 *Brief description of the worksheet layout (Interactive-BGI).*

Figure A1 shows the individual tabs that make up the worksheet; the three strips collectively form the collection of tabs. The titles of the individual tabs are referred to in the text of this manual.

Readme tab
This tab contains version information and simple guidelines for using the worksheet.

The orange tabs

These are the tabs where a user fills in information. Tabs with other colours only provide information - nothing needs to be filled into a tab that is not orange.

Context questions tab
This tab asks a number of questions that, once answered, produce a list of indicators to be measured. Always start here before doing fieldwork. Once indicators have been selected, the relevant laboratory can be contacted about costs, volume of soil required per analysis, any special considerations regarding soil treatment or labelling, etc. Note that the indicator list is only a recommendation - indicators can be added or removed based on a user's specific interests or concerns.

Cost estimation tab
The use of this tab is not mandatory within the scoring system; it is only a tool to estimate the total cost of a soil health assessment, based on recommended indicators, replicate numbers and homogeneous zones. It can be completed after consultation with the laboratory(s) that will perform the measurements.

Note that for demonstration purposes one default cost is assigned to all tests in the excel sheet, but it is necessary to enter correct information on the costs of different lab tests to use the sheet. Pooling multiple

analyses can cause costs of lab tests to vary significantly. It is possible to enter lab tests as bundles or separately (see also the footnotes in the excel document).

Main input tab
This sheet is where a user should start after obtaining field or lab data for a soil health assessment.

On the left-hand side is a list of indicators and their units. When filling in this sheet, make sure that the number you got from the lab is in the units specified on the Excel worksheet (column F). The units on this sheet cannot be changed, so if these are not the units provided by the lab, the user must do the conversion themselves.

Only fill in green boxes. Nutrients and contaminants are marked in black because they are entered in separate tabs (see the next two sections).

Nutrient input tab
On this sheet, the user enters information on the nutrients N, P or K. The laboratory may have supplied additional nutrients that may be of interest, but these are not part of the scoring system.

Note that there is more than one type of information to fill in for each nutrient: added amount, soil stock and/or soil availability. Fill in as much information as possible - score accuracy will be much better if all information is provided.

If the amount of N or P added to the soil at the assessment location is unknown, it is possible to just fill in a question mark. However, if the approximate amount of organic matter added is known, the N and P in organic matter can be calculated using the rule of thumb (see Chapter 6 – *Organic matter*).

Contaminant input tab
On this sheet, a user fills in information on heavy metal contaminants. Only those metals that have been measured should be entered. Other metals can be left blank and are not included in the calculation.

Also, if only a subset of replicates has been measured for contaminants, fill in only those replicates and leave the rest blank. Scores are based on the average of the replicates that were measured (for more information, see the section on how exactly values are calculated for the blue tabs).

Basic index tab
This is a stand-alone tab for which instructions are given in the field guide for the basic index (*see Appendix C*). All data entry and scoring is done together in this sheet, so for users of the basic index, there is no need to use the other tabs in the Excel worksheet.

In this sheet, data can be entered in the cells coloured dark green. If no indicator data is entered, that indicator is not used in the score calculation. The score is simply calculated as the average of the indicators measured (in columns O and P on Lines 13-16).

Note that texture and soil use must be filled in for the scoring to work. The sheet asks the user to fill them in if they are missing.

The purple tabs

These are the tabs with data and scores for all soil uses in one tab.

Undecided tab
This sheet shows the average site score, based on the data entered, as it would be for each soil use. This tab can be used out of interest (e.g. how would this soil score for a different soil use than it has now) or to help choose a soil use if the future soil use has not yet been determined (*see* Figure 2-1; Figure 2).

Contaminants tab
On this sheet, the user can see the details of how the contaminant status of the soil was scored. The average score is shown in the general score sheet for each soil use (the blue tabs), but here the details of each replicate and contaminant type are shown for the soil uses: *green event site*, *urban park*, *neighbourhood green* and *garden without food* (first list), and *garden with food* (second list). For *sealed soils*, contaminants are not considered important and are not scored in the BGI.

Nutrient status tab
On this sheet, the user can see the details of how the nutrient status of the soil was scored. The average score is shown in the general score sheet for each soil use (the blue tabs), but here the details of each replicate are shown for the soil uses: *urban parks* and *neighbourhood green spaces* (first list) and *gardens (with and without food)* (second list). For the other soil uses (*event sites* and *sealed soils*), soil fertility is not considered important and is not scored in the BGI.

An additional piece of information on this sheet is the difference between soil nutrients and added nutrients (Column BV-BX). This emphasises again how important it is to understand what the effects of soil additives can be (see also the background information in *Chapter 6 - 6.1.1*).

The blue tabs

The blue tabs are the tabs showing the scores for one specific type of soil use.

Since all blue tabs are set up in the same way, they are all described here together rather than separately. Any relevant data entered by a user in the orange tabs is automatically re-produced in the blue tabs. Note that data is transferred to all tabs - not just the one corresponding to the soil use of interest. The user must therefore be sure that the correct tab is used to interpret the soil health. Each tab has the name of one of the soil uses.

As with the input sheets, the indicators are listed on the left side of the sheet, together with the relevant units. Unlike the input sheets, the score tab (blue tab) also shows the target values, threshold values and reference ranges for the indicators and soil use (Columns G and H). Using those criteria, the measured values (i.e. the data obtained from field measurements or from laboratory analyses of soil samples) are assigned a score[12]. In general, measured values that meet or are close to the given criteria are given a score closer to 1, while measured values that are far from the given criteria are given a score closer to 0.

From Column Y, the measurement data and the corresponding score for each sample replicate of an indicator are shown. There is room for up to 10 replicates. For nutrients and contaminants, only the indicator score (i.e. the mean score for nutrients or the mean score for contaminants) is displayed on this sheet - not the measurement data or individual scores. To see the details of where the average score comes from, see the specific information in the corresponding purple tab.

At the bottom of each column are the score averages. This is the average physical, chemical and biological soil health score for each sample replicate. The purpose of the sample score averages is to quickly see whether soil health varies significantly across the site (i.e. whether the score averages are very different

[12] There are five forms of score functions (shown in column I - 'Score model'):
- more is better (↑ MIB); below the threshold value [column G], the score is zero, the score increases as the indicator values (metrics) increase and remains at 1 for data exceeding the target value [column H].
- less is better (↓ MIB); above the threshold value [column H], the score is zero, the score rises as the indicator values (metrics) fall and remains at 1 for metrics below the target value [column G].
- optimum (Opt.); the score is 1 within a certain optimal range [columns G and H], and the scores decrease if the measured values are outside (higher or lower) this optimal range.
- threshold value more is better (Drpl↑); the indicator does not have a specified target value, but a critical threshold value [column G] is defined and if the readings decrease and approach that threshold, the score changes rapidly from 1 to 0.
- threshold value less is better (Drpl↓); a critical upper threshold value [column G] is defined and as the readings increase and approach that threshold, the score changes rapidly from 1 to 0.

between samples). If so, the user is directed to the standard deviation of each indicator score (see next section), which can indicate which indicator(s) is causing that variation.

On the right-hand side of the sheet are the indicator averages, both measured averages and score averages. Column AT shows the mean of the replicate data, Column AU shows the mean of the replicate scores and Column AV shows the standard deviation of the replicate scores. These data give a quick impression of the overall health of the site for that indicator. Actual data is shown so that the user can see the data in the context of the target/threshold values for that indicator (Columns G and H). Mean scores show the average health; if it is poor (orange/red), this indicates that this indicator may need intervention at the site level. If the standard deviation is poor (orange/red), this indicates that the indicator varies a lot across the site (see also the previous section). Often the average score of the indicator itself is not low, depending on how many replicates scored low, so if the standard deviation scores low, it is important to look back at the replicates and find the specific area where that indicator scored poorly. For example, this could be an area of compacted soil, due to high traffic in a park where the soil health outside that area is good.

How exactly the values are calculated

For the blue tabs, it is important to know how the averages are calculated. If there are replicate samples on which no lab or field measurements were performed for some indicators, but other replicate samples on which they were, the spreadsheet will "fill-in" the score for the unmeasured replicate sample by scoring the average measurement value. This can be quickly seen on the tab because a "filled-in" score has no associated measurement value.

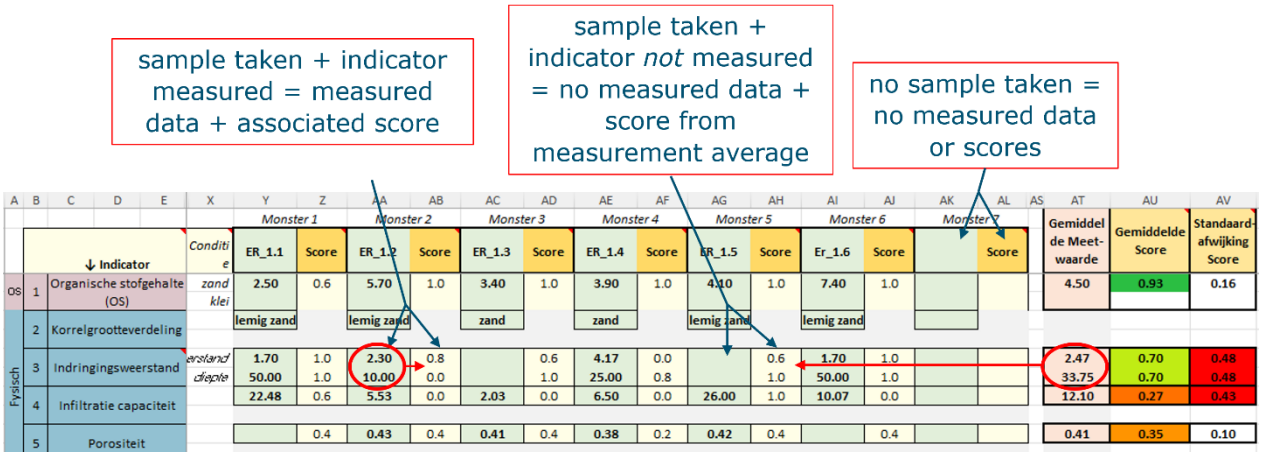


Figure A2 *How the blue tabs are calculated in the worksheet (Interactive-BGI).*

For example, as shown in Figure A2, if 6 replicate samples were taken in a homogeneous zone and a user had them all tested for organic matter and infiltration, but only 4 of them were tested for penetration resistance, then the penetration resistance score for the 2 samples for which no measurement was taken will be the score of the average measurement value of the 4 samples for which a measurement was taken.

Note that the averages and standard deviations of the indicator scores (Columns AT, AU and AV) refer only to samples where actual lab or field measurements have taken place. The "filled-in" scores are not used for these calculations. However, the filled-in scores are used for the mean scores for each replicate sample (rows 36-39), because otherwise those scores would not be comparable between the different replicate samples (i.e. they may be based on a different number/type of indicators).

Appendix B Field guide: professional BGI

This field guide describes steps for conducting field assessments (Figure 2-8; Figure 2) with the aim of determining the professional variant of the soil health index (BGI) for a location. Also included is a field assessment completion form that can be used in the field.

General protocols for sampling (e.g. using a soil auger, taking 100cc ring samples, using infiltration/penetration resistance equipment) are not described in detail because it is assumed that users of the professional index are familiar with soils and soil sampling. This information can be found in online protocols.

Visual inspection

1. Review the whole site and assess whether the original field plan (*see Chapter 4*) is appropriate. For example, check the predetermined homogeneous zones and/or sampling locations and adjust if necessary.

   Consider the following tips for choosing sample locations:
   - Scatter the samples, both in space within homogeneous zones and between sub-zones.
   - Do not take samples too close to zone boundaries.
   - Choose locations that reflect variation within the homogeneous zone.
   - Note at which locations the various measurements are taken during fieldwork. Give each sampling point (each sample location) a unique number (take GPS coordinates or make a sketch of the location, showing the location of each sampling point). Taking photos at each spot is also very helpful.

2. Perform a visual inspection of the soil profile at each sampling site with one soil borehole, at least to a depth of 50 cm and strongly recommended to a depth of 1 m. For this step, it is assumed that the user is familiar with performing visual inspections (in this case, use NEN-5104, -6693 or ARVO).

   If this is not the case, it is recommended to do a visual inspection based on the fill-in sheet (see the last page of Appendix B). For this, using a soil auger, take progressively deeper soil clods of 10 cm each time (1 full auger head) and lay out the clods side by side on the ground. Then see if different clusters (or groups) can be made with the soil clods based on colour, texture (sand/clay/peat) and rubble or bricks. Fill the depth of these clusters (e.g. 10-30 cm) and the corresponding properties (colour, texture and rubble) on the fill-in form (see the last page of Appendix B).

3. The visual inspection may already answer the questions that prompted the soil health assessment. If so, the assessment can be terminated at this point (*see also Figure B2*).
   Assuming the assessment will continue, proceed to Step 4.

Sampling of composite samples

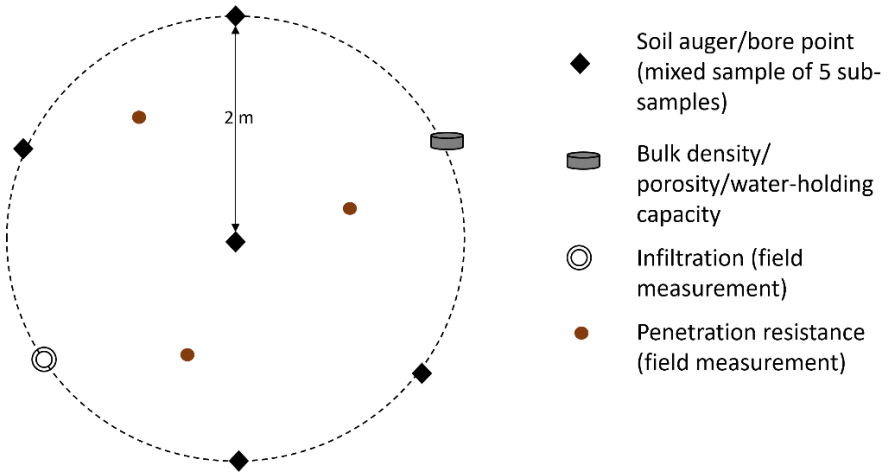


Figure B1 *Schematic overview of sampling per sample location for BGI determination.*

4. To take mixed samples (for chemical and biological laboratory tests): remove vegetation and debris at each sampling point and then take samples with a soil probe (or auger, but in this case the sample will be very large) from the soil surface to a depth of 30 cm (take a separate 30-50 cm sample if identified as necessary in step 5). As shown in *Figure B1*, for each sampling site, take 5 subsamples (in 5 bore points); this includes one central subsample and four in a circle about 2 m from the central site. Combine these samples in a bag to form one mixed sample, and seal the bag to prevent moisture evaporation.

   The total mixed sample should be a mass of 600 g to 1 kg, or a minimum volume of soil (*agree on the amount of soil material to be supplied with the lab in advance*). If the sample is too large and you want to take a subsample of it, make sure the sample is well mixed before taking the subsample. To avoid contamination between samples, use sturdy sample bags and mix the sample in the bag, rather than using a shared container (such as a bucket).

   Use the following sample naming system (HZ= homogeneous zone):
   Date_Site_Name_HZ#.Location#_Depth (*see the example in the entry form on the last page of Appendix B*)

5. If foreign debris (e.g. construction materials, waste, etc.) or unusual colour changes are observed in the upper 50 cm during the visual inspection, take 30-50 cm composite samples in addition to the composite samples of the upper 30 cm. If possible, do not include debris in the sample itself (i.e. avoid large pieces).

6. Store the samples at 4-5 °C during field sampling and transport. Thereafter, store samples in a cold room (4-5 °C) *for as short a time as possible* until they are sent to a lab. Although proper sample handling is important for all soil samples, *especially for biological indicators*, make sure samples are stored and shipped correctly.

Sampling of non-mixed samples

7. To measure penetration resistance, follow the instructions for your instrument. Make three punctures (penetration resistance measurements) with the penetrometer at each sampling location as indicated by the red dots in Figure B1.

8. To measure infiltration capacity, follow the instructions for your equipment. When using a double-ring infiltrometer, no additional site preparation is recommended. If you are using an infiltrometer that requires good contact with the ground, cut long grass and carefully scrape away any remnants to get a flat surface. **Do not disturb the roots by pulling out vegetation.** Record the observations on the infiltrometer form (*see the last page of Appendix B*).

9. Porosity, bulk density and water-holding capacity can all be determined with the same sample of undisturbed soil in a ring used to determine bulk density (c*heck with the lab beforehand*). Insert the ring into the soil starting at 10 cm below ground level (i.e. downwards from 10 cm, so that the sample depth is 10-15 cm). Sampling with a 100 cc ring is a standard method; protocols for this can be found online (e.g. https://www.royaleijkelkamp.com/media/uqyphhr2/m-07n-monsterringsteeksets.pdf).

   Use the following naming system for soil samples (and a similar system for the penetrometer): **Date_Site_Name_HZ#.Location#_Depth** (see the example in the entry form on the last page of Appendix B)

   Bulk density: samples can be removed from the 100cc ring and stored in separate (sealed) bags - it is best to weigh these bags beforehand to get the most accurate measurements of soil mass.

   Porosity: if measurement of porosity is required for BGI application, some (or all) of the ring samples should be sent intact (i.e. still in the rings) to the lab to measure porosity. Porosity of samples not in rings (i.e. in separate, sealed bags, as described for bulk density) can be estimated from an assumed particle density (see Chapter 6 - 6.2.4 Porosity).

   Water-holding capacity: these samples should be sent to the lab intact (still in the rings). If there are many sampling sites and not enough rings, choose a few sites (at least three per HZ) for water-holding capacity. Choose sites that represent the variation of the HZ, or that are specifically located in areas of most interest for the purpose of the assessment.

10. If earthworm numbers are one of the biological indicators, they can be counted in the field or in the lab. Worms are collected alive in the field by taking a 20x20x20 cm soil clod in 3–6 locations. These soil clods can be manually sifted at the location to collect/count the worms, or the samples can be taken away for further processing.

    After removing the soil clod, pour a maximum of 2.5 litres of water onto the bottom of the hole from which it was taken. Do this in stages, waiting 10 minutes each time for worms to come up before pouring again. If no worms come up in those 10 minutes, stop collecting. Maximum sampling time = 30 minutes.

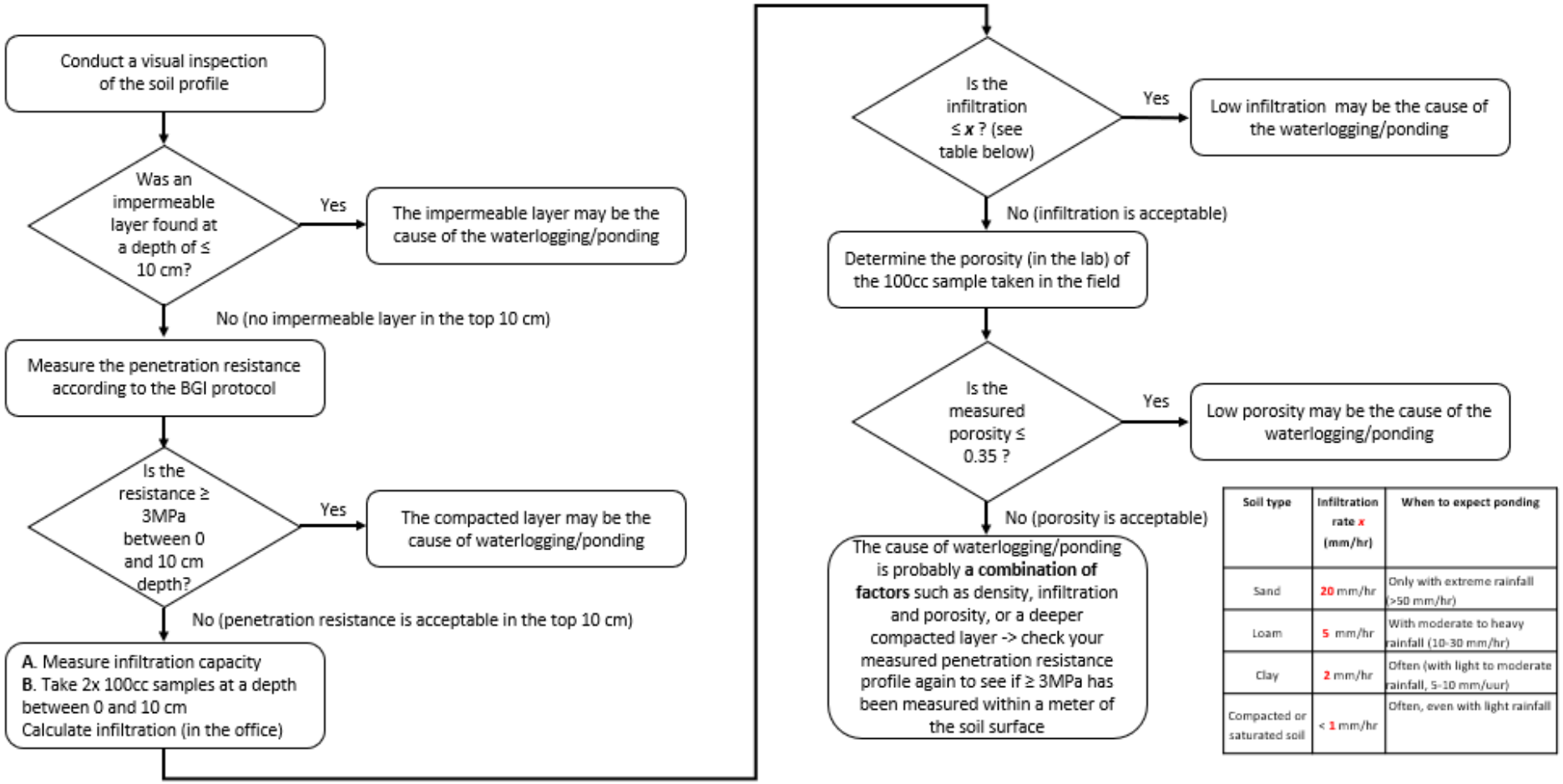
    Collect all worms that come to the surface during the 30 minutes in a container with moist tissue paper. Store in a cool place (2-4°C). The worm samples must be identified and counted (and weighed) within a few days. If they are taken to a lab, discuss in advance how the samples should be treated.

When to measure penetration resistance, infiltration capacity and/or porosity when puddling in the field?

Question 4 in the context question in Chapter 3 (3.1) recommends measuring infiltration capacity and/or porosity in addition to penetration resistance, to find out what causes waterlogging and/or ponding. Both measuring infiltration capacity and porosity are labour-intensive and involve costs, and it could be that waterlogging and/or ponding may have other causes. To assess exactly what is needed, follow the flow chart below (Figure B2).

It is assumed in the flow chart that (first!) a visual inspection of the soil profile, using an auger, has taken place at the site and that information about the soil profile is available. It must also have been at least 24 hours since rainfall, otherwise incorrect conclusions may be drawn; the rainwater must have had the opportunity to soak into the soil (normally 24 hours is sufficient for this, but of course on e.g. heavy clay this would take longer).

The term *impermeable layer* appears in the flow chart. This refers to a layer that can be disrupting vertical water flow. This could, for example, be a layer of clay, or a layer of humus or other fine, organic material that collects at the bottom of a puddle or depression in the landscape and prevents water from flowing through to the deeper subsoil. Note that in urban soils, this can also be artificial material (e.g. a piece of asphalt, a concrete slab or compressed rubble).



Soil type	Infiltration rate x (mm/hr)	When to expect ponding
Sand	20 mm/hr	Only with extreme rainfall (>50 mm/hr)
Loam	5 mm/hr	With moderate to heavy rainfall (10-30 mm/hr)
Clay	2 mm/hr	Often (with light to moderate rainfall, 5-10 mm/uur)
Compacted or saturated soil	< 1 mm/hr	Often, even with light rainfall

Figure B2 *Flow diagram to determine whether it is necessary to measure penetration resistance, infiltration and/or porosity, if ponding has been observed in the field.*

Field guide entry form - professional soil health index

Example of filling in the blank tables

Site Name/Date: **XY Example Location** *2024-XX-XX* **Minidisk infiltrometer**

Homogeneous zone (HZ) No: *3*				**Location No:** *1*		**Time interval: 60 s**	
Layer number	**Starting depth**	**End depth**	**Colour**	**Texture (sand/clay/peat)**	**Rubble**	**Starting volume (mL) (t=0)**	78 mL
1	*0*	*10*	*Black*	*Clay*	*NVT*	*60 s*	76 mL
2	*10*	*20*	*Black*	*Clay*	*Brick*	*120 s*	75 mL
3	*20*	*25*	*Orange*	*Sand*	*Plastic*	*180 s*	74 mL
4	*25*	*30*	*Orange*	*Sand*	*NVT*	*240 s*	73 mL
5	*30*	*50*	*Yellow*	*Sand*	*NVT*	*300 s*	72 mL

Sample identification numbers -
20240605_XY_HZ3.1_0-30 (Composite sample)
20240605_XY_HZ3.1_30-50 (Composite sample)
20240605_XY_HZ3.1_10-15 (Not-mixed sample)

Name/Date:

Homogeneous zone (HZ) No:			**Location No:**		
Layer number	**Starting depth**	**End depth**	**Colour**	**Texture (sand/clay/peat)**	**Rubble**
1					
2					
3					
4					
5					
6					

Comments

Minidisk infiltrometer measurements

	Time interval:
Starting volume (mL) (t=0)	
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	
9	

Appendix C Field guide: basic BGI

The basic soil health index (basic index) consists mainly of indicators that are in the professional index, but can be assessed roughly with simple equipment, rather than by a professional laboratory.

Since these methods are less accurate than the professional methods, it is strongly recommended to perform all tests (or as many as possible) to get a good picture of physical, chemical and biological soil health in a home garden. However, users can of course choose to use the Interactive-BGI *(Excel worksheet; user manual in Appendix A)*, and answer the context questions (in the "Context Questions" tab), to identify priority indicators, or choose to use only a subset of the indicators, based on their interests. The final assessment reflects the chosen indicators, so the more indicators are used, the more accurate the final assessment will be.

If biological samples (of soil life or soil activity) are planned, the time of year should be taken into account. Soil life is strongly influenced by temperature and humidity, so cold or dry conditions should be avoided. Generally, spring and autumn are the best times to sample.

To carry out the soil health assessment in the field, you need the following equipment:
1. The field form (the last page of Appendix C)
2. A spade
3. A large/strong plastic (rubbish) bag
4. Tape measure
5. A 1-litre plastic (soft drink) bottle
6. Distilled or low-mineral water
7. Coffee filters
8. Jam jar/pot
9. Scissors
10. Kitchen scale/measuring cup with an accuracy of 1-2 g/mL
11. Aluminium can
12. Magnifying glass
13. Felt pen
14. 50 cm iron wire, 3 mm thick
15. Indicator strips or test kit for pH
16. Soil fertility indicator strips or test kit
17. Auger
18. (Bamboo) stick of approximately 1 metre
19. Internet connection for consulting images and diagrams (or print them out in advance)

Decide whether the area to be sampled should be divided into several homogeneous zones. For a backyard, this could include areas with grass, areas with shrubs or ornamental plants that are less walked on, and intensively used land, such as areas used for growing vegetables or herbs. Choose sample locations, based on the recommended number of samples in Table C1.

Table C1 *The recommended number of samples within a homogeneous zone (HZ); if the origin of the soil is unknown, a larger number of samples is recommended.*

	Original soil	Introduced soil
HZ < 1 ha	3 samples	5 samples
HZ > 1 ha	3 samples + 1 per additional hectare	5 samples + 1 per additional 0.5 hectares

Consider the following tips for choosing sample locations:
- Distribute sample locations evenly over the zone
- Do not take samples too close to zone boundaries (what is "too close" depends on the size of the area; if possible, take samples > 1 m from the boundary)
- Choose locations that reflect variation within the zone

The measurements described below are intended to be entered into the Interactive-BGI *(Excel worksheet; user manual in Appendix A)* in the "Basic Index" tab. The numbers between () refer to the indicators in the worksheet. A simple input form is also attached (the last page of Appendix C) to enter observations in the field.

1. Organic matter (1)

To determine the organic matter content of the soil, dig out a clod of soil about 30 cm deep and the width of 1 spade. Once you have excavated the clod, place it on the plastic bag.

In the VSA (Visual Soil Assessment) by Shepherd (2000), go to page 21 through the following link: https://orgprints.org/id/eprint/30582/1/VSA_Volume1_smaller.pdf. Choose which of the options (or something in between; the number can be a decimal number) most closely resembles your soil clod and record the assessment on the fill-in form under organic matter.

- Dark-coloured soil, rich in organic matter - Rating = 2
- Light brown coloured soil, moderately rich in organic matter - Rating = 1
- Light-coloured soil, poor in organic matter - Rating = 0

If the VSA link is not available, try to find a fence line or an area nearby with healthy, grassy vegetation that has been undisturbed for an extended period of time (i.e. years). Use the colour of that soil as a reference for "dark" to compare with the sampling locations.

Record the assessment in the Excel worksheet - Line 21.

2. Texture (2)

For this indicator, you can choose from two options (or you can do both!): (A) the quick squeeze test or (B) the jam test (duration 24-48 hours).

(A) Squeeze test

For the squeeze test, take a handful of soil (without roots or decomposing organic matter) and make it a little damp so you can work with it, but not so wet that you can squeeze out water. Squeeze it firmly. Now release your grip and poke a finger into the lump of soil in your hand.
For examples of this process, see: https://www.ecopedia.be/bodemtextuur
If the soil:
- Does not hold together at all, the soil has a coarse texture (sand). Record **sand** in the texture column of the Excel worksheet.
- Compresses into a clump, but breaks with light pressure, the soil still has a coarse texture, but with some loam (**loamy sand**).
- Does not break under light pressure, try rolling it into a sausage about 1 cm thick. If this is possible, but the sausage is full of cracks, then the soil is a **sandy loam**.
- Makes a sausage not full of cracks, try turning it into a 'U', if that isn't possible, the soil is a **loam**, if it is possible, but the 'U' is full of cracks, the soil is a **clay loam**.
- Makes a 'U' that is not full of cracks, try to form a circle. If it is not possible to form a circle, then the soil is **silty loam**.
- Does manage to form a circle, the soil is **clay**.

Note the texture on the field entry form (or select it immediately from the list in the worksheet's texture column - Line 13).

(B) Jam pot test

For the second option, you need to prepare the soil a bit. Take a good handful of the soil from your soil clod and spread it over the plastic bag. Try to crush the clumps of soil and remove as much plant residue or roots from the soil as possible. Put the crushed soil in a jam jar and try to fill it about a third full. Now add clean water to the jar until it is almost full and then shake vigourously (with the lid on) for 30-60 seconds. After this, set the jar aside and let it stand for 24-48 hours. During this time, the different grain sizes will sink in layers, first sand, then silt and finally clay.

After the waiting time, examine the layers (Figure C1). The layer where the particles can be clearly seen is the sand layer. The layer above it still has some texture, but it is difficult to see individual grains, which is the silt layer. The upper clay layer is very dense. Note that the boundaries between the layers can be difficult to determine. Try using a magnifying glass to look carefully for changes in particle size. If you are not sure, choose the middle of the uncertain zone as the boundary.

Measure the height of the different layers and enter them into the worksheet. With the percentages of sand, silt and clay, draw lines in the texture triangle on the worksheet. The intersection of the three lines indicates the texture of your soil.

Choose the texture from the list in the texture column of the worksheet (Line 13).

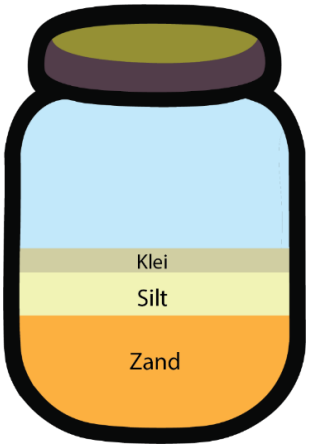


Figure C1 *Different layers from the jam pot test, at the bottom sand (zand), above it silt (silt) and at the very top clay (klei).*

3. Penetration resistance (3)

Take 50 cm of iron wire 3 mm thick (note: if you have metal clothes hangers, they are often 3 mm). If 3 mm is not possible, find something as close to that diameter as possible. If the material is too light, it will bend too easily, and if it is too heavy, it will not bend when it reaches compacted soil.

Bend the last 12 cm of the iron wire into a handle (Figure C2). On the remaining part of the wire, place a mark every 2.5 cm, e.g. with a (nail) file or waterproof marker.

To measure penetration resistance, press the home-made penetrometer into the ground slowly and with equal force. Stop as soon as the metal of the penetrometer starts to bend (and/or it becomes much more difficult to insert). Read the penetration depth and record it on the entry form. Do this three times at each sampling point (see also the diagram in Figure 4). Enter the average of the three measurements on the worksheet (Line 23).

The worksheet scores as follows:

Score 0 = Penetrates with difficulty less than 20 cm.
Score between 0 and 1 = Penetrates easily through to 20 cm, but with difficulty up to 50 cm.
Score 1 = Penetrates easily through to 50 cm.

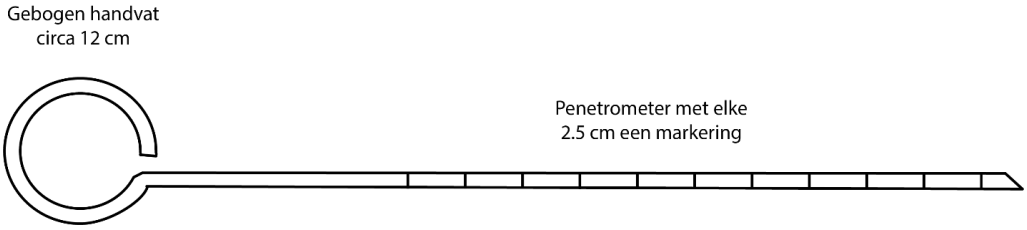


Figure C2 *Homemade penetrometer to measure soil penetration resistance (drawing based on Soil Health Card Grazing draft5-2-09 (soilcare.org) (https://www.soilcare.org/uploads/2/9/1/9/29197227/grazing-nr-soil-health-carddraft.pdf).*

4. Infiltration capacity (4)

To assess the infiltration capacity of the soil, take an aluminium can (open at both ends) 8-10 cm high. Press this about 1 cm into the soil and then measure how high (cm) the can is above the soil surface. Fill the can with water and let it drain completely. When all the water is gone, immediately fill the can with water again and start a timer. Now it's time to see how quickly the water drains away. If it takes a very long time to drain, stop after 15 minutes and note how much water is gone. Divide the height of water drained (cm) by the time it took to drain (min) to get infiltration in cm per min. Multiply that by 600 to get mm per hour. Enter the quantity on the fill-in sheet.

Rating of 0: Drainage is higher than 75 mm/hour (soil drains too fast) OR Drainage is lower than 25 mm/hour (soil drains too slowly).

Rating of 1: Drainage is between 25 and 75 mm/hour, soil drains fast enough but not too fast.

Record the assessment in the Excel worksheet - Line 25.

5. Porosity (5)

To assess the porosity of the soil, dig out a clod of soil about 30 cm deep and the width of 1 spade (or use the clod you dug out earlier!). Once you have dug out the soil clod, place it on top of the plastic bag.

Open the following link: https://orgprints.org/id/eprint/30582/1/VSA_Volume1_smaller.pdf (Shepherd, T.G. 2000: Visual Soil Assessment) and turn to page 19. It is now time to compare your soil clod with the photos, to estimate the porosity of your soil. Choose which of the options (or something in between) most closely resembles your soil clod and record the assessment on the fill-in form under porosity (or immediately in the Excel worksheet - Line 27).

Many pores (openings) to be seen between the clods - Rating = 2.

Few and difficult to observe pores (openings) - Rating = 1.

No pores (openings) to be seen, compact and solid. - Rating = 0.

6. Water-holding capacity (6)

To determine the water-holding capacity of your soil, it is first necessary to make the right measurement setup. To do this, take a 1-litre plastic bottle and cut off the upper part (see Figure C3). Then place the upper part into the lower part like a funnel. Place a coffee filter in the funnel of the setup you just made and cut off the excess of the coffee filter.

Now fill the funnel about halfway with 100 g of the soil whose water-holding capacity you want to know. Then slowly pour 100 ml of water into the funnel, taking care not to let the water run over the edge. You will see that the water runs through the soil sample and collects in the lower part of your measuring set-up. Allow the water to flow gently through the soil sample. When no more drops run out of the funnel, it is time to pour the water you collected back into the measuring cup and read off how many ml were collected. Then subtract this amount in ml from the 100 ml you added to the soil sample at the beginning, this is the amount (and percentage) of water your soil can hold. For a soil made of sand, the target value is above 19 ml, for a soil made of clay, above 24 ml.

Enter the quantity on the entry form (or immediately in the Excel worksheet - Line 29).

Figure C3 *Self-test for water-holding capacity of soil.*

7. Acidity (pH) (8)

To determine the acidity of your soil, various indicator strips or pH test kits are available, at the (local) garden centre but also on the internet. Depending on the test you buy, the procedure may differ slightly, so always use the test's instructions for use.

Generally, the test will consist of adding a quantity of soil to a test tube. To this you add an amount of water (preferably distilled water, but if that is not possible, look at the contents of bottled water in the supermarket and choose the water with the lowest mineral content) and then a pH test tablet or powder. After sealing the test tube, shake until the tablet or powder dissolves and then put the tube away to let the soil sample settle. Finally, compare the colour of the test tube with the test kit's layout and read the pH value of the soil. Record the pH value on the fill-in sheet (or immediately in the Excel worksheet - Line 31).

8. Soil lead (Pb) (9)

Many locations in our cities have lead in the soil. Lead used to be used in many materials and objects, so it also ended up in the soil in many locations. An intake of lead can be harmful to your health, which is why the municipality of Amsterdam offers a free 'lead check' for your garden. You can request the free lead check via https://www.amsterdam.nl/wonen-leefomgeving/bodem/lood-grond/. This check will give you a good idea of the situation in your garden. Enter the measured value in the Excel worksheet (Line 33).

9. Nutritional status (11)

To determine the fertility of your soil, several self-tests are available, at the (local) garden centre but also over the internet. Often these are combined with pH tests, which is fine as long as the set gives separate assessments of pH and nutrients. Depending on the test, the procedure will differ, so follow the instructions for use of the self-test. Generally, you will take a soil sample from your soil and put it in a test tube/jar and fill it with water and then hold a test strip from your test kit in it. You then compare the colour of the nutrient test strip to the description from the test kit to get an indication of the nutrient status of your soil.

Use the scale associated with the test to give a numerical rating of the soil between 0 and 1. An example of a 5-point scale is:

	Surplus	Ample	Insufficient	Few	Barely present
Rating	0.7	1	0.7	0.4	0.1

Note that the highest level is rated as less ideal because too many nutrients in the soil can cause leaching (see the chapter on Background – 6.3.2 Nutrients).

If the test gives separate ratings of multiple nutrients (e.g. N, P and K), use the average score to complete the field entry form (and Excel worksheet - Line 35).

10. Electrical conductivity (12)

For soils known or strongly suspected to have salt problems, it is recommended to have the soil tested by a commercial laboratory or buy a device that can measure electrical conductivity (EC). Both methods provide quantitative results for EC measurement (*make sure the units match those on the worksheet: dS/m or µs/cm*).

If there is interest in doing a qualitative test (to test for the presence or absence of salts, but not to estimate how much), there is a method that can be used, provided the user can find the following two reagents:

- BaCl2 (barium chloride) 10% solution (to detect sulphates)
- AgNO3 (silver nitrate) 5% solution (to detect chlorides)

With these two reagents, follow the procedure described here: https://doi.org/10.4060/ca2796en on page 49. Note that the procedures for using an EC meter are also explained here on pages 44-47.

11. Groundwater level (18)

To measure the groundwater level in the soil, it is necessary to make a borehole with an auger. You can use an ordinary auger that can be bought at the hardware store, for example. Use the auger to drill a hole 1 metre deep. Then leave the borehole open (but mark it so you don't accidentally step in it) and come back the next day to measure the groundwater level. To do this, lower a stick into the ground in 1 cm increments and then raise the stick again to see if the bottom of the stick is wet. If this is the case, then the depth (in relation to the ground surface) where the stick just became wet, is the groundwater level.

Alternatively, so-called immersion bells can be bought. These make a sound when you approach the groundwater level, after which you can read the depth on the measuring tape.

A detailed description of measuring groundwater can be found here: Measuring groundwater yourself | Deltares (https://www.deltares.nl/verhalen/zelf-grondwater-meten)

Enter the groundwater level on the input form (and later in the Excel worksheet - Line 4).

12. Soil life (13-17)

You can investigate the state of soil life in the soil yourself using the **soil animal days** method. To do this, go to the website (https://bodemdierendagen.nl/nl) and download the *search card (*https://bodemdierendagen.nl/files/2024-09/Zoekkaart%20Bodemdieren.pdf) and the *score form (*https://bodemdierendagen.nl/files/2024-09/Scoreformulier2024.pdf).

Use this to search for soil animals in your garden and enter the results on your score sheet. Then enter your observations on the website (https://invoer.bodemdierendagen.nl). After you have done this, you will see your own soil animal score. (Your observations and those of others can also found at https://invoer.bodemdierendagen.nl/resultaten.) Enter the soil animal score in the Excel worksheet (Line 39).

13. Soil activity (13-17)

To determine the soil activity of the soil, there is the 'bury your underpants' method. With this test, you can see how active the soil life is. For this test, get a pair of white underpants, and make sure they are 100% cotton, otherwise the test will not work. Then bury the underpants in your garden at a depth of about 20 cm, and mark the location so you can find the pants again later. Now leave the underpants in the soil for 2 months and then carefully dig them up again. Assess the soil activity using the descriptions below and note them in the Excel worksheet (Line 41).

Rating 0 = The underpants are still completely intact.

Rating 1 = The underpants are partially gnawed on.

Rating 2 = The underpants have all but disappeared.

Also see examples here: Pants Underground | Rural Guilds (https://www.landelijkegilden.be/onderbroek-ondergronds-0).

Field guide entry form - basic soil index

Indicator (number in Excel worksheet)	Monster	Monster	Monster	Monster	Monster
Organic matter content (SOM) (1)					
Texture (2)					
Ingress resistance (cm) (3)					
Infiltration capacity (mm/hr) (4)					
Porosity (5)					
Water-holding capacity (6)					
Acidity (pH) (8)					
Soil fertility (write down which nutrients have been assessed) (11)					
EC (12)					
Groundwater level (cm) (18)					

Notes

Appendix D Results of the BGI test rounds

Approach to the test rounds
The Amsterdam BGI was tested with data collected over three sampling days. All soil use types except sealed soils were sampled (Table D1). On Day 1 (June 2024), two teams (WENR and Amsterdam [AMS]) took samples in a *city park* and a *food garden*. On Days 2 and 3 (September 2024), only the Amsterdam team took samples. On Day 2, an *event site* and a green space in a residential area (soil use *neighbourhood green space*) were visited. On Day 3, four private *gardens (without food)* were visited.

Table D1 *Structure of sampling days for the soil health index (BGI) test rounds.*

Green event site	City park	Neighbourhood green	Garden (without food)	Garden (with food)	Sealed soils
Day 2 (AMS)	**Day 1** (AMS+ WENR)	**Day 2** (AMS)	**Day 3** (AMS)	**Day 3** (AMS+ WENR)	-
Professional BGI	Professional BGI	Professional BGI	Professional + Basic BGI	Professional + Basic BGI	-

The professional index was used at all locations, while the basic index was used only at the gardens (with and without food). All sampling locations were in Amsterdam, but specific locations are not shown in this report for privacy reasons.

There were five specific areas of focus for these three BGI test rounds, which are discussed in detail below.
1. The written BGI document
2. Variability and number of samples
3. Targets, thresholds and scores
4. Cost (standard vs. cheaper analytical methods)
5. Professional BGI versus Basic Index

1. The written BGI document

The first focus point was to test whether the written document was clear enough and contained enough information to be useful in the field. On Day 1 of the sampling rounds, two groups of samplers went out to specifically test whether the sampling methods were clear enough and whether two different groups of people following the document and sampling at the same locations would get the same quantitative results.

When testing the written document, it became clear that it was too detailed to be useful in the field. Therefore, one outcome was that a separate document would be created for both the basic index and the professional index (now shown in Appendices B and C) that could be printed and used in the field during sampling. The information in these 'field guides' refers to the rest of the document, but contains only the information needed in the field.

On Day 1 of sampling, the two different teams took samples from the same locations, but used different sub-sampling sites. In the end, the sampling by the two groups did not produce significantly different results, and the sites produced the same scores for both sampling groups. This indicates that apart from the complexity that was addressed by creating the field guides, the document had adequately described the field methods.

2. Variability and sample number

The second focus point was to test the spatial variability of soil indicators at a few sites to determine how many samples are ultimately needed to obtain sufficient information and make statements about soil health

with reasonable certainty, while at the same time minimising the cost of laboratory sampling (see also point 4) wherever possible.

We note that spatial variability will depend on location, and will also vary depending on which soil indicators are considered. Keeping that in mind, we tested variability in soil organic matter (SOM) on Day 1 in the city park, to provide a simple estimate of the number of replicates that would be needed to capture the variability present at the site. The assessment looked at two variables: the cumulative mean SOM of the samples (the mean when considering increasing number of samples) (Figure D1) and the cumulative standard deviation of the samples (Figure D2). The number of samples at which the mean (5 samples -Figure D1) and standard deviation (10 samples -Figure D2) started to level off were used as the recommended number of samples.

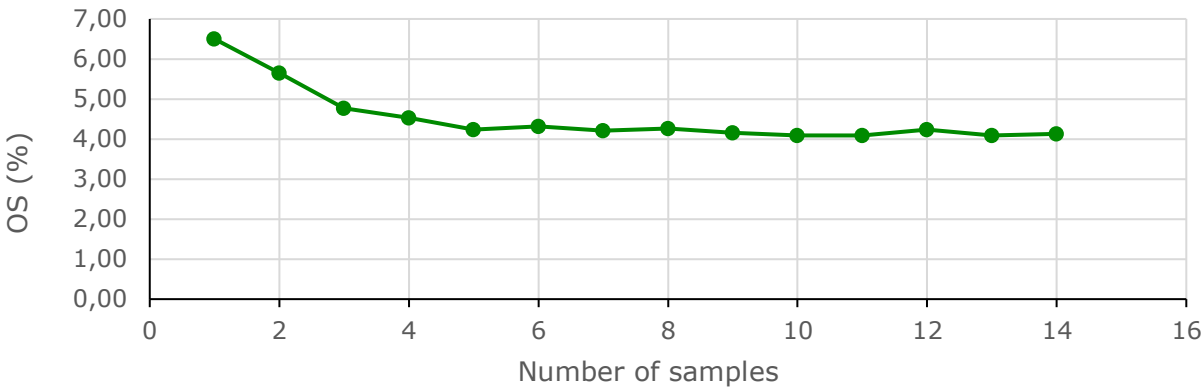


Figure D1 *The cumulative average organic matter (OS) of 14 soil samples from a city park in Amsterdam.*

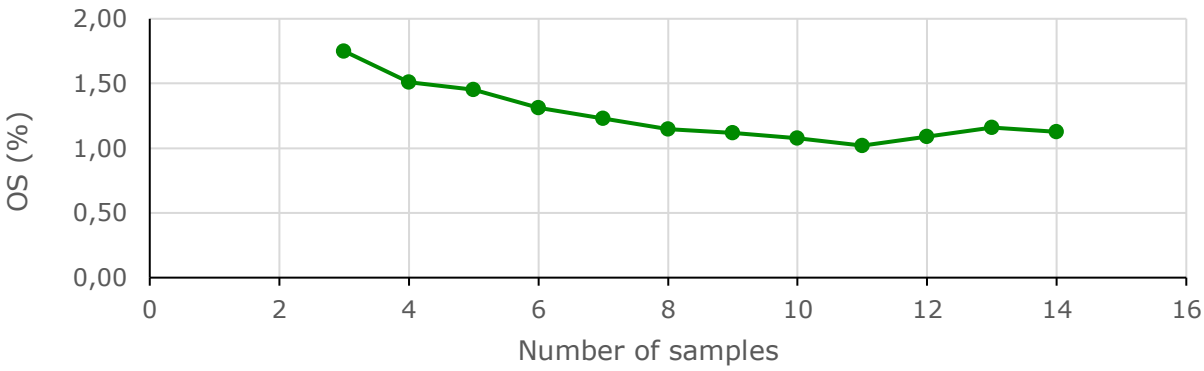


Figure D2 *The cumulative standard deviation of organic matter (OS) in 14 soil samples from a city park in Amsterdam.*

Current recommendations for the minimum number of replicates in applied soil (5-10; see Section 4.2.2) are now based on those data. Further changes should be made based on observations of sites/soil indicators in the future.

3. Targets, thresholds and scores

The third focus point was to start collecting data from Amsterdam, under different soil uses and in different areas, to assess whether the target values, thresholds and reference ranges in the index were consistent with the data collected, and led to usable soil health scores. Note that it was not possible to collect enough information to truly validate the target values, thresholds and ranges, but these initial case studies were able to provide some guidance on where the BGI system may need to be adapted to the urban environment.

These modifications are indicated in the text by a **P** (i.e. "Point") and a number (e.g. **P1**) and are listed again in the final section: *6. Main modifications and comments*.

Not all points are mentioned here, but some relevant ones are:

Physical indicators

Penetration resistance
Penetration resistance was consistently high or highly variable across all measured soil uses. While this may accurately reflect urban soils in Amsterdam, it was questionable whether the target values in the BGI provided useful scores. A first change was to score the penetration resistance in gardens (without food) less stringently. The gardens sampled on Day 3 had some high values, which would have resulted in a very low soil health score based on the original target values. Nevertheless, the (partially compacted) soil in the gardens did not seem to hinder current plant growth. This is probably due to the fact that homeowners water the gardens when needed. While limited root growth in agricultural use also reduces crop yields, this is less of an issue in a garden with mainly aesthetic purposes. **(P1)** The target value range was changed from 1.2-2.0 MPa to 1.5-3.0 Mpa in the soil use *Gardens without food*.

In soil use *Green Event Area*, very high values emerged for penetration resistance (average value of 4.54 MPa at an average depth of around 1 cm). Given the target range of 1.5-3.0 MPa (Vlaar et al. 2023), the score for the event site was 0.0. The high values for infiltration resistance are partly caused by (I) measuring in a relatively dry profile (requirement for the measuring equipment is measuring at pF 2.0 - this value was probably not achieved here), and (II) the texture on site consisting of a coarse sandy soil. Note: the measured infiltration capacity reaches an average value of 260 mm/h, so it is more than sufficient. **(P2)** It is suggested that we take another critical look at the desired target range of penetration resistance for green event sites, and perhaps widen it (from 1.5-3.0 MPa to, say, 1.5-4.0). We did not change the target range in the BGI worksheet at this time, as the range in the Framework definition (Vlaar et al. 2023) was specifically requested to be used.

In addition, **(P3)** an additional information line was included in the scoring sheet (Row 9 in the scoring system, the row below the measurement value to be entered under 'Penetration resistance') to indicate the depth at which the penetration resistance first reached a value of 2 MPa (the value at which root growth begins to become restricted). These values are now scored alongside the penetration resistance itself, because the depth of a limiting layer plays an important role in determining whether it is a problem. If the limiting layer is deeper in the soil profile, it will be less problematic for plant growth and water infiltration/storage. Depth is scored as *more is better* (*see 5.3 – The scoring concept*) with a reference range of 10-30 cm below the soil surface.

Infiltration capacity
The measured infiltration capacity was highly variable between different soil uses, and sometimes also within a soil use (the gardens and the green event site). The infiltration capacity was too low for the urban park (average measured value: 3.95 mm/h; BGI threshold: 20 mm/h); ponding will certainly occur here during more intense showers. At the green event site, values between 22 mm/h and 800 mm/h were measured (average measured value 260 mm/h; BGI threshold: 40-60 mm/h); the average value was good, but not all individual measurements ended above the norm. Consequently, ponding will occur in some lower-lying areas. Although the penetration resistance at the event site was very low, the infiltration capacity was still reasonably good; this can be explained by the coarse sandy-textured soil.

Values varied between 108 mm/h and 2178 mm/h (average 486 mm/h) in the gardens. With gardens, it mattered a lot where they were measured: on the walked-on grass (108 mm/h) or in a border or flowerbed (2178 mm/h). Averaging out the values was then certainly necessary, as was assessing the individual measurements.

Porosity
Porosity values were fine for soil in the urban park (mean 0.41 m^3/m^3 at a target value of 0.35 m^3/m^3). The variation within the measurements was low (sd = 0.0) showing that porosity was almost the same at all measured sites.

Water-holding capacity
The water-holding capacity represents the fraction of the amount of water (0...1) in the soil that is available to plants. The water-holding capacity for the urban park yielded an average value of 0.28 (measured values: 0.37 and 0.19). This is a nice value (BGI threshold for sand: 0.19).

Dry bulk density
The measured dry bulk density for the urban park was 1.37 g/cm^3 with a reference range of 1.2-1.5 kg/dm^3 - an excellent value. The measured values ranged between 1.16 and 1.49 g/cm^3, so no measurement exceeded the reference range. The standard deviation was 0.09, so all measurements were close to each other, meaning the measured dry bulk density was fairly constant. The dry bulk density for the gardens came out to a mean value of 1.10, while the reference range here is 1.2 to 1.7 kg/dm3. The value 1.1 g/cm^3 was fairly low. Note here that the determination was done using the possibly less accurate NIRS method, and that the measurements were made in a garden, with the expectation that samples from a cultivated plant border would be relatively low.

Chemical indicators
Overall, the targets, thresholds and scores of the chemical indicators corresponded to measured values in the tested urban areas of Amsterdam. The scores were sensitive to measured differences in soil pH, nutrients and contaminants (EC was not tested), and reflected a reasonable assessment of soil health. However, two minor changes were made after the test days.

Acidity (pH)
(P4) Given the relatively high pH values in all soil uses, the upper threshold limit of pH was increased from 8.2 to 8.89, based on a published article on pH values of soils in the Netherlands (Helfenstein et al. 2022). The pH indicator scores according to an *optimal* scoring model (*see 5.3 – The scoring concept*). Therefore, scores will decrease if the data are higher or lower than the optimal range (target range). Although the optimal ranges (target values) were not changed (i.e. the pH values at which a soil scores a 1), by increasing the maximum pH value (i.e. the threshold values at which the soil score reaches zero), scores will not decrease as fast at higher pH values.

Phosphorus
(P5) Apart from the very high values from NIRS (*see Appendix D - 4.3*), phosphorus data from the Amsterdam sites were generally very low. Originally, the scoring system did not give scores lower than 0.5, but given that most soils were very low in phosphorus, this was not informative. Therefore, the scoring was modified to give more detailed scores for low values. As with pH, the target and threshold values did not change, but the scoring method was improved.

Biological indicators

Nematodes
Nematodes were analysed by different methods on the sampling days and therefore cannot be compared. The results presented here are about Day 1. This dataset is very small and we have little or no data/knowledge yet in terms of nematode communities to draw firm conclusions from this. We note that there are many aspects that complicate the interpretation of biological samples compared to physical or chemical samples. Samples can be affected by soil sampling, mixing of soil samples, transport, conditions during storage and the laboratory examining the soil sample. For extracting nematodes from soil, counting and determining them, possibly fixing them, there are many different techniques. So many things can affect the final result.

On Day 1, total nematode numbers relative to arable land (reference range: 791-3558/100g (sand) in the Interactive-BGI) are relatively low (Figure D3). But it seems that at the urban park (StP), the numbers are

much higher in the grassland locations (StP B and StP C) than at the same urban park but under the trees (StP A), and in the food garden (MS A and MS B).

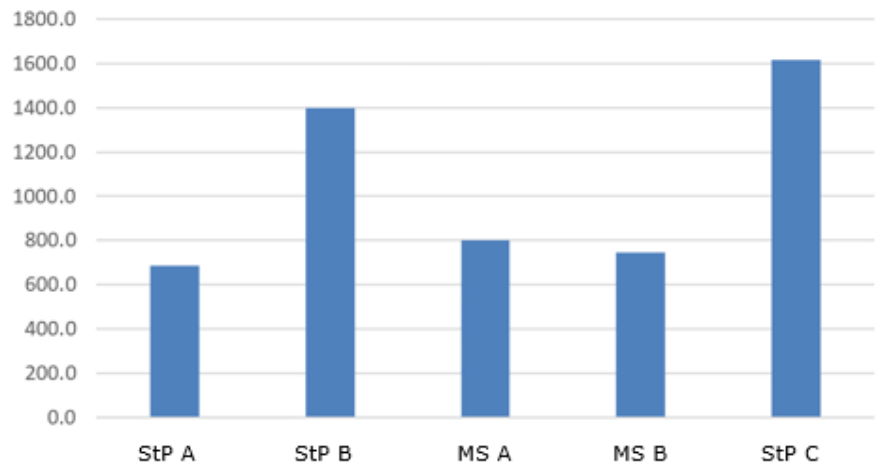


Figure D3 *The total number of nematodes per 100 grams of soil from an urban park (StP) and food garden (MS) in Amsterdam.*

The number of plant parasitic nematodes (reference range: 168-1440/100g (sand) in the BGI) is relatively high at all sites (Figure D4) compared to non-plant parasitic nematodes. In the grass area of the city park (StP B and C), the number of plant parasitic nematodes is fairly similar and much higher than at the same city park but under the trees (StP A), and the food garden (MS A and MS B).

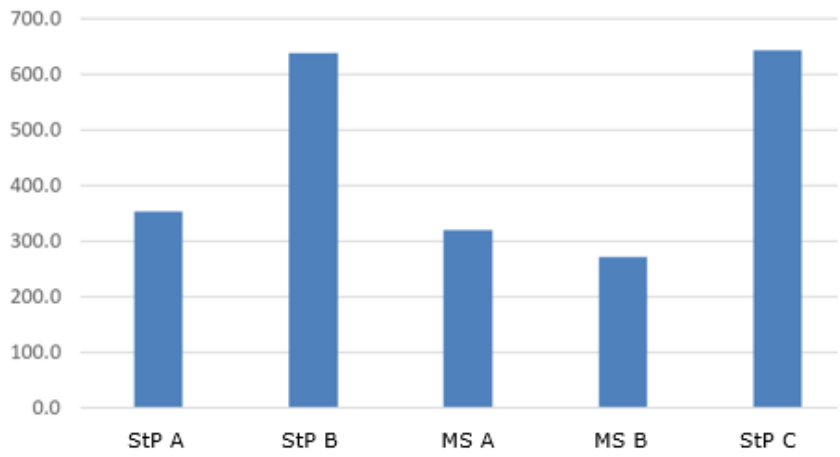


Figure D4 *The number of plant parasitic nematodes per 100 grams of soil from an urban park (StP) and food garden (MS) in Amsterdam; A, B and C indicate different replicate samples from the same location.*

Total and plant-parasitic nematode counts form the basis for scores in the BGI system. However, other information can also be extracted from laboratory results; two examples are shown here. (These additional analyses are not part of the BGI indicator system and are therefore only briefly described. However, exploring them with NINJA (*see Chapter 6 - 6.4.1.3*) is an option, as is, of course, consulting other tools/experts to extract additional information from laboratory results).

Dauer larvae: the total number of dauer larvae (resting stages of bacteria-eating nematodes with a short life cycle) is relatively to very high compared to the total number of nematodes. At the city park, the highest numbers of dauer larvae are found, accounting for around 50% or more of the total nematode count. Often this

is an indication that the soil is (has been) very disturbed with, for example, excess fertilisation (or dog faeces?) or compaction, but sometimes also a result of extremely wet conditions. In the latter case, some of the soil organisms have died off, allowing the bacteria-eating nematodes with a short life cycle to benefit (temporarily).

Maturity Index (MI): while one food garden sample had the highest MI value (2.4), the lowest MI (1.2) was from the second food garden sample (the urban park samples were between 1.6 and 2.4). Normally, a low MI value of around 1 means that there is a lot of disturbance present. This can be due to a lot of different causes, such as intensive tillage, a lot of NPK inputs, chemistry and sometimes even certain chemical contaminants. Why the two food garden samples were so different is strange, and could also be due to deviations in sampling and/or sample processing. This is a good example of why it is important to take at least three samples.

4. Cost (including standard vs cheaper analysis method)

The fourth focus point was to pragmatically consider how to balance the quality/utility of the information against the cost of sampling and analysis. Costs are linked to three key variables: (1) time taken to sample, (2) number of replicates analysed and (3) cost of analysis. Therefore, to minimise costs, the relative importance of each of these factors should be considered.

4.1 Time

If large teams of people are available to take samples, it may be possible to devote more attention to testing and to information that can be collected in the field. This includes analysis of earthworms, water infiltration/penetration resistance and everything in the basic index. It is also recommended to sample additional replicates if time is not a limiting factor. Stored samples can be analysed later if budget becomes available; stored samples are also useful to check unexpected results or to replace lost samples if something goes wrong during transport or analysis.

No earthworm analysis was conducted for the BGI test rounds to minimise the time required in the field. Although this indicator is recommended in the BGI system, as it can provide valuable information on soil health (*see Chapter 6 - 6.4.3*), the time available for the testing phase was focused on examining the number of replicates, conducting soil physical field tests (which are often overlooked in soil health, but highly relevant to Amsterdam) and testing the basic index.

4.2 Replicates

The importance of understanding spatial variation is introduced in Chapter 4 - *4.2 Field plan preparation* and discussed again here in Appendix D - *2. Variability and sample number*. Nevertheless, limiting the number of replicates is an option to control costs. This may mean concentrating on replicates of indicators of specific importance (such as at a site known to have problems with physical soil characteristics, several replicates for physical indicators but only a few for chemical and biological indicators). Limiting the number of replicates may also mean focusing on replicates that are cheaper for pragmatic reasons (i.e. analyse more chemical replicates than biological replicates).

4.3 Analysis

In Chapter 4 - *4.2 Field plan preparation*, we discuss the choice between classical and cheaper laboratory tests. In the BGI test rounds, we focused on the use of NIRS for chemical analyses.

NIRS, or Near-InfraRed Spectroscopy, is a spectroscopic method that uses the near-infrared region of the electromagnetic spectrum (from 800 - 2500 nm). How much infrared light is reflected or absorbed by a soil sample is determined by its moisture content, particle size and shape, and the organic matter and mineral content of that soil (Chang et al. 2001). These soil properties directly affect the light of a particular wavelength that is absorbed and the corresponding bands can be identified - these are called primary properties. Other soil properties (e.g. pH and levels of Mg and Ca) do not directly cause spectral absorption, but can be estimated by correlation with one or more of the primary soil properties - these are called

secondary properties. While it may be possible to predict these secondary properties very accurately in a given context, it is important to note that they are not directly measured, so knowledge of the soil is necessary to avoid spurious correlations.

Although the small number of samples we tested cannot definitively answer the question of whether NIRS can be applied with certainty in urban soils (this would require systematic testing of more sample replicas and more locations), the results showed good correlation between measured carbon, texture, pH and bulk density, compared with classical methods (*see* Table D2). There was a small but significant difference between total N with NIRS and the standard method and a large difference for P-stock. Phosphorus or phosphate cannot be directly detected with NIRS, and although it can be predicted using NIR models, accuracy is often only moderate (Kruse et al. 2015). However, as mentioned in Chapter 6, unavailable, mineral forms of P can be measured and called "(total) soil stock". That is what happened in this case and that is why NIRS results were so much higher than those measured by P-AL (classical measurement method).

Table D2 *Soil samples from different urban sites tested by classical methods and by spectroscopy (NIRS). Note that these are not paired samples (i.e. the same sample tested by the two methods), but different samples taken from the same location. Ev. terrain: event site.*

Indicator	Classic measurement method	NIRS	Location
Org. Substance (%)	3.7	3.2	Ev. Terrain
	4.2	3.8	Ev. Terrain
	4.2	3.4	Ev. Terrain
	3.8	4.3	Ev. Terrain
Average	**3.98**	**3.67**	
St. Deviation	0.26	0.49	
Ttest	0.31		
Clay (%)	7	9	Ev. Terrain
	10	12	Ev. Terrain
	11	8	Ev. Terrain
	9	8	Ev. Terrain
Average	**9.25**	**9.25**	
St. Deviation	1.71	1.89	
Ttest	1.00		
Sand (%)	66	66	Ev. Terrain
	62	65	Ev. Terrain
	59	67	Ev. Terrain
	64	72	Ev. Terrain
Average	**62.75**	**67.50**	
St. Deviation	2.99	3.11	
Ttest	0.07		
pH	7.4	7.4	Ev. Terrain
	7.2	7.4	Ev. Terrain
	7.1	7.3	Ev. Terrain
	7.4	7.3	Ev. Terrain
Average	**7.28**	**7.35**	
St. Deviation	0.15	0.06	
Ttest	0.39		
Bulk density (g/cm^3)	1.16	1.16	City Park
	1.40	1.40	City Park
	1.44	1.36	City Park
	1.49	1.49	City Park
	1.48	1.48	City Park
	1.19	1.20	City Park
	1.39	1.50	City Park
	1.47	1.47	City Park
	1.35	1.35	City Park

Indicator	Classic measurement method	NIRS	Location
Average	**1.36**	**1.37**	
St. Deviation	0.14	0.14	
Ttest	0.75		
Total N (g/kg)	1.60	1.40	Ev. Terrain
	1.74	1.50	Ev. Terrain
	1.90	1.41	Ev. Terrain
	1.85	1.52	Ev. Terrain
	1.88	1.89	Food garden
	1.67	1.87	Food garden
Average	**1.77**	**1.60**	
St. Deviation	0.12	0.22	
Ttest	0.02		
P stock [mg P205 /100 grams]	*6*	*166*	*Neighbourhood green*
	6	*228*	*Neighbourhood green*
	9	*200*	*Neighbourhood green*
	70	*158*	*Food garden*
	78	*226*	*Food garden*
	The P results show different forms of P: soil stock (left) and total soil stock (right).		

5. Professional BGI versus Basic Index

Although we have noted that the basic index does not provide the same quality of information as the professional BGI (*see Chapter 7*), it is still interesting to see how the two compare when both are used at the same location, and thereby assess the basic index for use as an alternative to the professional BGI.

In Table D3, determinations of texture and pH in both indices are compared for four gardens in Amsterdam. Although they did not return the same texture class, the texture given by the two systems was not much different. In the food garden and Garden 1, the professional index identified loamy sand and the basic index sandy loam. In Gardens 2 and 3, both systems identified loam, but the type of loam differed. The pH values were also generally similar to how they would score (all just above the target value range), although the difference in the food garden and Garden 2 (0.5 on the pH scale is quite a lot) shows that more replicates were perhaps necessary, since field and laboratory tests can correlate very well (van Delft et al. 2024).

Table D3 *Soil indicator results, from soils tested with the professional and basic soil health index (BGI), at 4 locations in Amsterdam. 'Soil depth' is the depth at which a compacted layer is found.*

	Professional BGI	Basic index
Food garden	Loamy sand pH = 7.08 Infiltration capacity (score = 0.0) Good porosity (score = 1.0)	Sandy loam pH = 6.63 Infiltration capacity (score = 0.0) Average porosity (score = 0.5)
Garden 1	Loamy sand pH = 7.1 Penetration resistance (score = 0.6); soil depth 22 cm. Few nematodes (score = 0.0), but other biology good (score = 1.0)	Sandy loam pH = 6.95 Penetration resistance (score = 0.4); soil depth 20 cm. Soil life (0.55)
Garden 2	(Sandy) loam pH = 7.0 Penetration resistance (score = 0.5); soil depth 21 cm Infiltration (score = 1.0)	Silty/clayey loam pH = 7.5 Penetration resistance (score = 0.0); soil depth 0.0 cm. Infiltration (score = 0.0)
Garden 3	Clay loam pH = 7.2 Penetration resistance (score = 0.6); soil depth 39 cm Infiltration (score = 0-1)	Silty/clayey loam pH = 7.5 Penetration resistance (score = 0.0); soil depth 0 cm Infiltration (score = 0)

Ultimately, the exact values of the professional and basic BGI can differ to some extent, as long as the signals are consistent. Therefore, the main question is whether the two indices identified the same potential soil health problems. Below texture and pH in Table D3 are indicators that were measured with both indices and scored 0.5 or less in *at least one of the two* index determinations. Contaminants were not included here, as these determinations used the same lab results for scoring.

Overall, both indices identified the same areas of concern. In the food garden, infiltration capacity was scored very low by both BGIs. In Garden 1, penetration resistance and soil life (on average) were identified as potentially problematic by both indices (score: 0.4-0.6). The results from Gardens 2 and 3 show that the basic index for penetration resistance may need to be made slightly more robust. It is possible that, depending on the user, a slightly thicker wire may be needed to produce results more similar to the professional method. But, with scores of 0.5 and 0.6, the professional index also indicated a potential problem. So the signal from the basic index, although possibly more sensitive than the professional index, was not incorrect.

In summary, the basic index can provide a reasonable signal function for soil health in gardens. Although it does not provide the same degree of certainty as the professional index, its results appear to provide signals consistent with those of the professional index.

6. Main adjustments and comments

This section lists the main modifications to the Amsterdam BGI that emerged from the testing rounds.

(P1) Adjustment: reference range of penetration resistance for *gardens without food*
- The reference range for penetration resistance was changed from 1.2-2.0 MPa to 1.5-3.0 Mpa

(P2) Comment: reference range penetration resistance for *Green event site* too small
- It is suggested to take another critical look at the target value range of penetration resistance at green event sites, and perhaps widen it (from 1.5-3.0 MPa to, say, 1.5-4.0)

(P3) Adjustment: information on *depth* (of a compacted layer) with penetration resistance in score sheet
- An additional score was included in the Excel spreadsheet to indicate the depth at which the penetration resistance first reached a value of 2 MPa

(P4) Adjustment: upper (score) limit of pH increased
- The optimal pH ranges (target values) were not changed, but by increasing the maximum pH value (i.e. the threshold at which the soil score reaches zero), scores will not drop as fast at higher pH values

(P5) Adjustment: made phosphorus score more sensitive
- The low phosphorus score was made more sensitive, by extending the scores to 0, instead of defining all scores as ≥0.5

Two important changes have also been made to the Excel worksheet, not yet mentioned above.

(P6) Adjustment: addition of standard deviation score to Excel worksheet (*Interactive-BGI*)
- A *Standard Deviation Score* column has been added to the results of the individual indicator measurements in the *Mean Measurement Value* and *Mean Score* columns in the Excel worksheet. This column shows the standard deviation[13] of the individual scores calculated from the individual measurements of the indicator in question. The standard deviation of the score, which is calculated from a minimum of 2 observations, has a range between 0.0 and 0.5, where a value of 0.0 indicates that all scores of the individual measurements were equal and a value of 0.5 represents maximum dispersion in the individual scores (and therefore in the individual measurement values). If the standard deviation of scores is greater than 0.2, it indicates that in the field, for this indicator, significant variation was found.

[13] Standard deviation is a statistical measure that indicates the dispersion or spread of values around the mean of a dataset. A small standard deviation means that the values are close to the mean, while a large standard deviation indicates greater variation.

(P7) Adjustment: addition of a cost estimate to the Excel worksheet (*Interactive-BGI*)

- To have a quick overview of the costs associated with a soil health assessment, there is now a tab in the Excel worksheet to quickly estimate field and laboratory costs. A user can enter up to five homogeneous zones and then choose a number of replicates (the number of replicates can vary by indicator, if desired). The user should then enter the price of laboratory tests, the cost of an hour of fieldwork, and estimated times for fieldwork (there are default values in the sheet, but these can be adjusted based on the user's experience). The total cost is then displayed and the numbers can be adjusted to achieve a certain budget.

Appendix E Definition list

A number of key terms definitions have been prepared so that it is clear to all concerned what is meant by these terms in the context of BGI. Table E1 below lists these terms and definitions, with a source reference in the last column.

Table E1 *Definitions of key terms in the context of the Amsterdam BGI. If several terms have (almost) the same meaning, they are included in the 'term' column. The term* ***in bold*** *is the preferred term. Text in italics provides an explanation of the definition.*

Term	Definition	Source/Source
Bearing capacity/ carrying capacity	Bearing capacity or carrying capacity of a soil means the resistance that the topsoil can offer to an applied pressure without undergoing permanent rutting or deformation. *The bearing capacity of soil is usually related to the resistance to penetration, which can be measured with a penetrometer.* *Several factors determine the bearing capacity of a soil, including the pressure altitude or moisture stress in the top centimetres of the soil, the density of the topsoil, the presence of vegetation, e.g. a turf and the amount of organic matter in the soil. The unit for resistance to penetration is [Pa].* *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	Remmelink et al. (2020)
Carrier for greenery	Being a suitable ground for vegetation. *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	Vlaar et al. (2023)
D60/D10	The uniformity coefficient expressing the degree of homogeneity of grain diameter. "The notation of this is... D60/D10. *In practice, we call this the one-toppiness of the sand. The lower the number, the more single-topped the sand. For dress sand, that value is somewhere between 2 and 2.5. D60 stands for the diameter where 60 per cent of the sand is finer than D60. D10 represents the diameter where 10 per cent of the sand is finer than that D10. The closer these two numbers are to each other, the finer the sand is." (pg. 48;(de Boer 2012)*	de Boer (2012)
Drainage capacity	The ability of a soil to drain water by percolation.	SoilCare (2021)
Food production	Growing edible crops and livestock. *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	Vlaar et al. (2023)
Groundwater level/ phreatic surface/ groundwater table	The level of groundwater below ground level, or the height of free water in a monitoring well or open borehole.	For detailed hydrological quantities, see: Ritzema et al. (2012)
Habitat for ecology	Give space and be suitable carrier for soil ecology. *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	Vlaar et al. (2023)
Indicator, soil indicator	A single variable or set of variables chosen to represent or derive a specific (soil) property. Measurable soil properties or functions, which can indicate the extent to which soils can fulfil expected ecosystem services.	van den Elsen et al. (2024) Lehmann et al. (2020)
Infiltration capacity	The maximum rate at which water can infiltrate into the soil under certain conditions. *This definition implies that water moves from the surface to below the surface.* *The unit is [m/h] or [mm/d]*	SoilCare (2021)
Natural filter/accumulation of substances	Binding and buffering of chemical compounds. *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	Vlaar et al. (2023)
Parameter	See: indicator	-
Porosity	The total volume of water- and air-filled pores per unit volume of soil.	SoilCare (2021)

Term	Definition	Source/Source
	Porosity is the volume proportion of non-solid particles in a soil. Porosity is expressed as a number between 0 and 1.	
Reference value or range, Distribution	A type of target/threshold value derived from indicator data representing the background range (soils with similar conditions: soil type, climate zone and altitude, land use and management), without specifying whether the values are good or bad for soil health.	Matson et al. (2024)
Soil carbon	See Chapter 6 - *6.1.1 Organic matter*	This report
Soil ecosystem service	Soil ecosystem services are the soil-related subset of ecosystem services directly controlled or provided by soils and their chemical, physical and biological properties, processes and functions.	van den Elsen et al. (2024)
Soil fertility	The ability of soil to provide nutrients, water and a medium for root development needed for plant growth.	SoilCare (2021), Benchmarks (2025)
Soil function	A specific task of soil in fulfilling soil ecosystem services and/or objectives for a particular use. *This report focuses specifically on seven essential soil functions: bearing capacity, support for greenery, habitat for ecology, buffering/filtering, food production, water regulation and water supply (see Figure 1).*	This report
Soil health/ A healthy soil	A soil that meets the chemical, physical and biological requirements for the relevant soil use purpose and whose sustainable (ecological) carrying capacity is not exceeded. The ability of a soil to provide long-term sustainable ecosystem services.	van den Elsen et al. (2021), European Environment Agency (2023), Vlaar et al. (2023) Faber et al. (2022)
Soil use / Soil use goal / Land use	The predominant, effective use of land for certain activity(s), vegetation, crop(s) or construction. This use can be future, planned or current and applies to both large scale (e.g. a city park of several hectares) and small scale (e.g. a garden of a few square metres). *Nine forms of soil use are distinguished within the Amsterdam Healthy Soil Framework Definition.*	van den Elsen et al. (2021), European Environment Agency (2023), Vlaar et al. (2023)
Sustainable soil use	A soil use in which the soil can perform desired functions and/or services continuously and without degradation. In other words, the relevant soil properties for a given function do not exceed (or fall below) the threshold values for those properties now and in the future.	This report
Target	The target value (a single value or range) is the desired value or range for a given indicator or set of indicators, given specific ecological conditions, land use and use objectives.	Matson et al. (2024), van den Elsen et al. (2024)
Threshold	Thresholds of indicators are seen as limits above or below which critical change occurs.	Matson et al. (2024), van den Elsen et al. (2024)
Water-holding capacity	The amount of water the soil can hold / contain between field capacity (pF 2.0) and wilting point (pF 4.2). *The terms field capacity and wilting point are defined points on the water retention curve. The water contained in the soil at moisture stresses between these two points is available to plants. Field capacity is the amount of water in the soil after rainfall and several days of free drainage. Water at suction voltages greater than pF 4.2 is no longer absorbable by plant roots and plants will wilt. Water-holding capacity strongly depends on texture and is also influenced by organic matter content.*	This report
Water permeability	A quantitative measure of how easily water flows through soil per unit time and unit length (e.g. [m/day]). Permeability can be calculated for each soil layer.	SoilCare (2021)
Water regulation	The capacity of soil to capture, store and conduct water for later use and to prevent drought, flooding and erosion. *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	SoilCare (2021), Benchmarks (2025)
Water storage (in the soil), Soil disposal, Storage	The capacity of soil to store water (temporarily or permanently). The maximum storage capacity is equal to the porosity of a soil. *Water storage is expressed as a number between 0 and 1, where a value of 1 represents a 100% water-filled pore volume. In hydrology, the term water storage is a term that expresses both water storage in the soil and in other water bodies, such as ditches, streams, wadis, rivers. In this paper, we use the term specifically for water storage in soil.*	This report
Water supply for plant growth	This term covers the soil's ability to store, retain and release water to plants (including trees) during periods of drought. So we are talking here specifically about water supply serving greenery. Water supply for plant growth is a so-called 'provisioning service'. *This is one of the essential soil functions in Figure 1.*	This report

Wageningen Environmental Research
P.O. Box 47
6700 AA Wageningen
The Netherlands
T 0317 48 07 00
wur.eu/environmental-research

Report 3432 (English version)
ISSN 1566-7197

The mission of Wageningen University & Research is "To explore the potential of nature to improve the quality of life". Under the banner Wageningen University & Research, Wageningen University and the specialised research institutes of the Wageningen Research Foundation have joined forces in contributing to finding solutions to important questions in the domain of healthy food and living environment. With its roughly 30 branches, 7,700 employees (7,000 fte), 2,500 PhD and EngD candidates, 13,100 students and over 150,000 participants to WUR's Life Long Learning, Wageningen University & Research is one of the leading organisations in its domain. The unique Wageningen approach lies in its integrated approach to issues and the collaboration between different disciplines.

To explore the potential of nature to improve the quality of life

Wageningen Environmental Research
P.O. Box 47
6700 AB Wageningen
The Netherlands
T +31 (0) 317 48 07 00
wur.eu/environmental-research

Report 3432 (English version)
ISSN 1566-7197

The mission of Wageningen University & Research is "To explore the potential of nature to improve the quality of life". Under the banner Wageningen University & Research, Wageningen University and the specialised research institutes of the Wageningen Research Foundation have joined forces in contributing to finding solutions to important questions in the domain of healthy food and living environment. With its roughly 30 branches, 7,700 employees (7,000 fte), 2,500 PhD and EngD candidates, 13,100 students and over 150,000 participants to WUR's Life Long Learning, Wageningen University & Research is one of the leading organisations in its domain. The unique Wageningen approach lies in its integrated approach to issues and the collaboration between different disciplines.