



Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord – en litteraturgjennomgang



Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Videre salg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportens tittel

Mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord
– en litteraturgjennomgang

Forfatter(e)

Geir Skogerbø, IVAR IKS, sammen med
Norsk Vanns arbeidsgruppe for mikroplast

Ekstrakt

Det er laget en oversikt over publisert vitenskapelig litteratur på mikroplast i avløpsvann, avløpsslam og jord. Oversikten viser at moderne avløpsrensing fjerner 90 % eller mer av all mikroplast i avløpsvannet. Studier av virkninger av mikroplast på plantevekst og dyreliv i jord antyder at effekter ikke er påvisbare ved mikroplastkonsentrasjoner under 0,1 % (1 g/kg tørr jord), og at normal bruk av avløpsslam som jordforbedring tilfører en mikroplasmengde som er vesentlig mindre enn dette (0,01-0,02 g/kg tørr jord). Det er ikke påvist opptak av mikroplast fra jord til planter. Mikroplast brytes bare langsomt ned i jord, og akkumulative virkninger av bruk av avløpsslam på jordbruksjord over svært lang tid kan derfor ikke utelukkes. Totalt tilsier studien likevel at eventuelle virkninger av mikroplast i avløpsslam og jordbruksjord sannsynligvis ikke vil medføre påvisbare effekter på jordbiologi, jordbruksproduktivitet eller matvaresikkerhet innenfor en relativt lang tidshorison.

Rapportnummer: 253/2020

ISBN 978-82-414-0446-7 (trykt utgave)

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Emneord, norsk

Mikroplast, avløpsvann, avløpsslam,
planter, jord, helse

Emneord, engelsk

Microplastics, wastewater, wastewater sludge,
plants, soil, health

Forord



Det har de siste årene vært stor oppmerksomhet om forekomst og spredning av makro- og mikroplast i samfunnet generelt, og i avløp og avløpsslam spesielt. I 2018 ga Norsk Vann ut en rapport sammen med Mattilsynet og Miljødirektoratet om mikroplast i drikkevann – se Norsk Vann rapport 241-2018 Mapping microplastic in Norwegian drinking water.

Det er gjennomført mange undersøkelser av mikroplast i avløpsvann, mens det så langt er gjennomført færre undersøkelser for innhold i avløpsslam og jordbruksjord. Det har derfor vært et stort behov for å samle og bearbeide de publikasjonene som finnes på dette feltet.

Målet med denne rapporten har vært å samle og sammenstille gjennomførte undersøkelser som ser på innhold og effekter av makro- og mikroplast i slam, jord og planter. Undersøkelsene er forsøkt oversatt til norske forhold. Rapporten inneholder også en omtale av syntetiske avvanningspolymerer som benyttes i slambehandling.

Underveis i prosjektet gjorde forfatteren funn i litteraturen som gjorde at styringsgruppa valgte å inkludere også litteratur fra medisinsk litteratur, knyttet til mikroplast og virkninger på human helse.

Arbeidet er gjennomført av Geir Skogerbø fra IVAR IKS, og styringsgruppe for prosjektet har vært Norsk Vanns arbeidsgruppe for mikroplast, som har bestått av:

Frank Batey, Trondheim kommune
Geir Skogerbø, IVAR IKS
Anna-Lena Beschorner, VAV, Oslo kommune
Anne Cornell, Bergen kommune
Terje Farestveit, Enebakk kommune
Tor Gunnar Jantsch, Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten

Vi takker for et godt samarbeid!

Oslo, 24 mars 2020

Prosjektleder Arne Haarr, Norsk Vann

Sammendrag

De fleste undersøkelser av effekter av mikroplast og annen plastforurensning har fokusert på det marine miljøet. Storparten av plastforbruket skjer imidlertid på land, og plastforurensning av landjorda og spesielt jordbruksjord kan ha potensielle skadevirkninger som det er nødvendig å få en oversikt over. Denne rapporten gir derfor en oversikt over vitenskapelige undersøkelser over mikroplast og annen plastforurensning i avløpsvann og avløpsslam og matjord/jordbruksjord som er publisert frem til høsten 2019. Det er også lagt inn en oversikt over undersøkelser av potensielle skadevirkninger av plastpartikler på pattedyr og mennesker.

Plastforurensning i matjord kan være både mikroplast (< 5 mm) og makroplast (> 5 mm). Det er lite data på makroplast fra vestlig jordbruk, men kinesiske forsøk viser at plastrester fra jorddekking har direkte og negative konsekvenser for produktiviteten av jorda (avlingsmengde) når mengdene overstiger 30 kg per da (0.008 % av jordvekta i ploglaget). Forsøksresultatene er trolig overførbare til norske forhold, men jordbrukspraksis og plastkvaliteten i norsk landbruk tilsier at det ikke forventes vesentlige negative effekter av makroplast på den norske jordbruks-produktiviteten.

Mikroplast i matjord kan oppstå ved nedbryting av makroplast, eller ved tilførsel av mikroplast i for eksempel avløpsslam og kompost. Analyser av avløpsvann og avløpsslam tyder på at mikroplast utgjør i underkant av 0,1% av tørrstoffet i urensset avløpsvann og slam, og at moderne renseanlegg fjerner minst 90 % av mikroplasten fra avløpsvann. Hovedmengdene av mikroplast som havner i norske avløp er trolig syntetiske fiber fra tekstiler, husstøv og partikler fra dekkslitasje, men mengdefordelingen er usikker.

Avløpsslam er sammen med plastdekking de viktigste kildene til mikroplast i jordbruksjord. Studier av effekter på plantevekst, jordfauna og mikrobiologi tyder på at mikroplast (MP) ikke har påvisbare virkninger når mengden av MP utgjør mindre enn 0,1%, men at påvisbare effekter kan observeres når mengden av mikroplast overskrider 0,1%. Legger vi til grunn en konsentrasjon på 0,2 %, medfører tilførsel av 2-4 tonn tørrstoff (TS) avløpsslam/daa en mengde 0,1-0,2 mg MP/kg tørr jord i ploglaget. Dette utgjør 0,002 % av jordvekta, det vil si en mengde som ikke forventes å gi biologiske effekter. Ved akkumulering (bruk av avløpsslam over lang tid), og for spesielle MP-typer (fibre) kan likevel ikke biologiske effekter utelukkes.

Nedbryting av (mikro)plast i jord skjer svært langsomt, og flere studier har vist minimale (0.0-0.4 %) vekttap av PE, PP og PVC i jord over perioder på 1-3 år. MP vil

derfor sannsynligvis ha lang levetid i jord, og det må tas høyde for at MP over lang tid kan akkumulere til så høye nivåer at det påvirker organismer og biodiversitet.

Opptak av mikroplast i planter er lite sannsynlig, og ingen ser ut til å ha påvist opptak av plastpartikler av mikrometerstørrelse. Overføring av MP fra jord til mennesker eller dyr i mat og fôr er derfor lite sannsynlig. Opptak av MP i nanometer-størrelse kan ikke utelukkes, men mengdene av andre potensielt skadelige mikro-/nanopartikler i jord («black carbon», dvs. sotpartikler og andre karbonbasert nanopartikler) er langt høyere enn mengden av syntetiske/fabrikkerte nanomaterialer, og spesifikke skadevirkninger på mennesker og dyr av MP i nanometerstørrelse synes derfor lite sannsynlig.

Beregninger antyder at mat- og drikkevarer inneholder MP i mengder som tilsvarer et gjennomsnittlig inntak av ca. 50.000 mikroplast i året. I tillegg kommer avsetning av syntetiske fibre og annen MP på mat og medfører trolig inntak av totalt sett enda større mengder. Forsøk viser at MP og andre partikler kan tas opp gjennom tarmveggen hos pattedyr og transporteres i blod og lymfe til ulike organer i kroppen. Fra ledd-proteser frigjøres trolig MP-partikler i langt større mengder enn det som tas inn gjennom mat og drikke. Fysiologiske og medisinske effekter av MP er best studert i forbindelse med slitasjepartikler fra proteser, og består i hovedsak i lokale betennelsesreaksjoner for et mindretall av pasientene.

En foreløpig totalvurdering av hvorvidt mikroplast tilført matjord er et problem for produktivitet og matvaresikkerhet tilsier at 1) den mengde MP som tilføres jord gjennom avløpsslam og andre kilder er ca. 100 ganger lavere enn det som påvirker plantevekst og jordbiologi, 2) at MP ikke, eller i svært liten grad, tas opp av planter, og 3) at den mengden av mikroplastpartikler som potensielt kan tas opp i mennesker og dyr fra landbruksprodukter er langt lavere enn den mengden som frigjøres direkte ut i vevet fra leddproteser og tolereres av 80 % eller mer av protesepasientene. Dette utelukker ikke at mikroplast av spesielle typer, eller i spesielle situasjoner, kan gi helseskader. Men totalvurdering tilsier likevel at det er lite som tyder på at mikroplast tilført jordbruksjord via avløpsslam vil medføre påvisbare effekter på jordbiologi, jordbruksproduktivitet eller matvaresikkerhet innenfor en relativt lang tidshorisont.

English summary

**This report is published in Norwegian by
Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).**

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norskvann.no

Report no: 253 – 2020
Report title: Microplastics in wastewater,
wastewater sludge and soil
– a literature review
Date of issue: 20 March 2020
Author: Geir Skogerbø, IVAR IKS,
and Norsk Vann Microplastics
working group

ISBN: ISBN 978-82-414-0446-7 (printed edition)
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-9248 (electronic edition)

Summary

Most of the investigations concerning the effect of microplastic and other plastic contamination have focused on the marine environment. However, as a major portion of the plastic consumption occurs terrestrially, an overview of plastic contamination on land and agricultural soil may be of use. This report surveys the scientific literature on microplastics and other plastic contamination in waste water, waste water sludge and agricultural soil published up to the autumn of 2019. A brief overview of the investigations concerning the potentially negative effects of plastic particles on human and mammalian health is also included.

Agricultural soil may be contaminated by both macroplastics (> 5 mm) and microplastics (< 5 mm). Little data is available on effects of macroplastics in Western agriculture, however, Chinese studies show that residues from plastic mulching exceeding 30 kg per da (0.008 % of soil mass at tilling depth) reduce soil fertility. These results are probably relevant for Norwegian soils as well. However, Norwegian plastic mulch quality and agricultural practices render negative effects of macroplastics on soil fertility very unlikely.

Microplastics contamination in agricultural soil may derive from degradation of macroplastics, or from microplastic contamination of sewage sludge and compost applied to the soil. Analyses of raw waste

water and sewage sludge suggest a microplastics content just below 0.1% of the dry matter, and further, that modern waste water treatment plants remove at least 90 % of the microplastics from the effluent. The major fractions of microplastics in Norwegian wastewater are probably synthetic textile fibers, domestic dust and tyre wear particles; however, the relative distribution of these components is still not well established.

Plastic mulching and sewage sludge application are the main sources of microplastics' soil contamination. Studies investigating the outcomes of microplastic contamination on agricultural plants, soil fauna and soil microbiology suggest no or few observable effects when soil microplastic concentrations are below 0.1 % (w/w), whereas effects are seen above this limit. Application of 2-4 tons of sewage sludge DM per daa corresponds to approx. 0.1-0.2 mg of microplastics per kg dry soil at tilling depth. This amounts to 0.002 % of the soil mass and is not expected to produce any observable biological effects. However, accumulative effects (e.g., application of sewage sludge over an extended period of time) and effects of specific microplastics types (e.g. fibres) may occur.

Degradation of (micro)plastics in soil occur only very slowly, and several studies have shown only minimal (0.0-0.4 %) weight loss of polyethylene, polypropylene and polyvinyl chloride in soil over periods of 1-3 years. Microplastics are thus likely to have prolonged lifespans in soil, and accumulation over a long time period must thus be accounted for when considering the effects of microplastics on organisms and biodiversity.

Uptake of microplastics by plants appears unlikely, and no studies seem to have been published showing uptake of microplastics in the micrometer size range. Transfer of microplastics from soil to mammals or humans are thus very unlikely. Uptake of nanometer-size microplastic by plants cannot be excluded; however, the levels of other potentially hazardous nanoparticles in soil (i.e., "black carbon") far exceed the levels of synthetic nanoparticles, and specific effects of nano-size particles appear unlikely.

Estimates suggests that the microplastics content in food and beverages corresponds to an average personal intake of approximately 50.000 particles per year. Deposits of synthetic particles from air onto food and beverage during preparation and consumption are added to this. Research shows that microplastics and

other particulate matter can penetrate the intestinal wall and be transported through blood and lymph systems into various organs. Joint prosthetic implants probably release far larger amounts of microplastics than are ingested in the form of food and drink. Physiological and medical effects of microplastics are mostly known in the context of wear particles from prosthetics, and consist mainly of local inflammatory reactions occurring in a minority of the patients.

A preliminary overall assessment of whether microplastics in agricultural soil is a concern for soil fertility and food safety suggests 1) that the amount of microplastics introduced to soil through sewage sludge is 100 times lower than the amounts leading to observable effects on

plant growth and soil biology, 2) that microplastics are not taken up by plants in measurable amounts, and 3) that the amount of microplastic particles that potentially may be ingested and incorporated by humans and mammals are far lower than the amounts liberated into tissues from joint prosthetics and tolerated by 80 % or more of patients. The above does not exclude the possibility that specific kinds of microplastics, or in certain situations, may be harmful to human health. However, the overall assessment suggests that in general and for a relatively long time there is little to indicate that microplastics contamination of agricultural soil will have observable effects on soil biology, soil fertility or food safety.

Forkortelser, begreper og definisjoner

AMD – akrylamid: Utgangsstoff for produksjon av PAM

daa – dekar: 1000 m²

DM – Dry Matter: Tørrstoff

Gram-positive bakterier: En gruppe bakterier som kan farges med en bestemt metode (Gram-farging).

Gram-positive bakterier mangler ytre cellemembran.

HDPE – High Density Polyethylen Hard type polyetylen med lite «forgrening» av polymermolekylene.

LDPE – Low Density Polyethylene Myk type polyetylen med sterk «forgrening» av polymermolekylene.

Makroplast: Fragmenter av plast større enn 5 mm

µg – mikrogram: En-milliondels gram

µm – mikrometer; my: En-tusendels meter

NIVA – Norsk Institutt for Vannforskning

nm – nanometer: En-milliondels millimeter

MP – mikroplast: Partikler av syntetisk materiale (polymer) som er mindre enn 5 mm (største diameter)

LD₅₀ – letal dose 50: Den mengden av et stoff som dreper 50 % av testorganismene

PAH – polyaromatiske hydrokarboner

PAM – polyakrylamid: Avvanningspolymer

PBT – polybutylen-tereftalat

PCB – polyklorerte bifenyler

PDBE- polybromerte difenyletere: Flammehemmere

PE – polyetylen

PET – polyetylene-tereftalat

PLA – polylaktat; Polylactic Acid

PM2.5 – Particulate matter 2.5 µm : Partikler i luft som er mindre enn 2,5 µm

PP – polypropylen

PS- polystyren

PVC – polyvinylklorid

UV – ultrafiolett (lys)

TS – tørrstoff

w/w – weight/weight: Vektenheter per vektenhet (2 % X (w/w) er f. eks 20 g X per kg jord)

Innhold

1. Bakgrunn og mål	10	8. Avvanningspolymerer	20
1.1. Generelt	10		
1.2. «Definisjon» av mikroplast	11	9. Opptak og effekter av mikroplast i dyr og mennesker	21
2. Prosjektopplegg og gjennomføring	11	9.1. Generelt	21
3. Mikroplast i avløpsvann	12	9.2. Opptak i kroppen	21
4. Makroplast i jord	13	9.2.1. Gjennom fordøyelsesapparatet	21
4.1. Generelt	13	9.2.2. Via luftveiene	21
4.2. Effekter av makroplast på planter og avlinger	13	9.2.3. Frigjøring av mikroplast fra proteser og implantater	22
4.3. Bionedbrytbar plast	13	9.3. Transport i kroppen	22
5. Mikroplast i jord	14	9.4. Fysiologiske effekter av mikroplast	22
5.1. Kilder og mengder	14	10. Oversikt og vurdering	23
5.1.1. Avløpsslam	14	10.1. Generelt	23
5.1.2. Plastdekking	14	10.1.1. Mengder og virkninger av mikroplast i jord	23
5.1.3. Andre kilder	14	10.1.2. Opptak av mikroplast i planter er lite sannsynlig	23
5.1.4. Målte mengder av MP i jord	15	10.1.3. Mikroplast brytes langsomt ned i jord	23
5.1.5. «Nanoplast»	15	10.1.4. Opptak og effekter mikroplast i dyr og mennesker	23
5.2. Virkninger av mikroplast i jord	15	10.2. Totalvurdering	24
5.2.1. Effekter på jordas egenskaper	16		
5.2.2. Effekter på planter og avling	16	11. REFERANSER	25
5.2.3. Effekter på mikrofloraen (bakteriesamfunnet) i jord	16		
5.2.4. Effekter på jordfaunaen	16	Tidligere utgitte rapporter	35
6. Tilsetningsstoffer og samspill med kjemiske stoffer	18		
7. Nedbryting av plast i jord	19		
7.1. Generelt	19		
7.2. Biologisk nedbryting av (mikro)plast	19		
7.3. Bionedbrytbar plast	19		

1. Bakgrunn og mål

1.1. Generelt

Det har i de siste år vært et økende fokus på mulige virkninger av mikroplastpartikler på miljø og helse. Cirka $8,3 \times 10^9$ tonn plast er produsert etter 1950 [1]. Mellom 1950 og 2015 er verdens plastavfall estimert til 6,3 milliarder tonn, og av dette har 79 % havnet i avfallsdeponier, i miljøet, eller er ikke gjort rede for [1, 2]. Verdens plastproduksjon var på 310 millioner tonn i 2014 [1] og kan øke til 33 milliarder tonn i 2050 [3, 4]. Det er estimert at på verdensbasis ender mellom 0,8 og 2,5 millioner tonn mikroplast i havet, og av dette er 2/3 syntetiske fibre og MP fra dekkslitasje [5, 6]. Ettersom storparten av all plast vil bli brukt og håndtert på land, er det svært sannsynlig at det terrestriske økosystemet, inkludert jord, vil bli sterkt påvirket av (mikro)plastforurensning [4, 7, 8].

Blant annet er det i flere undersøkelser funnet mikroplast (MP) i avløpsvann- og slam [4, 9-12], og bruk av avløpsslam i jordbruket har av forskere ved NIVA [13] vært stipulert til å tilføre jordbruket i Europa mellom 60.000 og 400.000 tonn mikroplast per år. Annen bruk av plast i jordbruket – eksempelvis plastdekking – kan også potensielt forurense dyrket jord med vesentlige mengder plast [14] som over tid må forventes å forvitne til mikroplast [15, 16]. Uansett kilde kan MP tenkes å gi negative virkninger på miljø og fertilitet i jordbruksjord, samt å medføre en potensiell fare for at mikroplastpartikler finner veien til næringskjeden og matbordet. Videre er det vist at marin MP kan generere partikler i nanometerstørrelse [6], og det må antas at det samme gjelder i jord. Generelt blir «nanoplast» vurdert å være potensielt farligere enn større mikroplastpartikler, ettersom partikler i nanometerområdet kan trenge gjennom biologiske membraner [6, 17]. På denne bakgrunn ønsket Norsk Vanns arbeidsgruppe for mikroplast at det skulle gjennomføres en «Kartlegging av gjennomførte makro- og mikroplast-undersøkelser i slam, jord og planter, – en oversikt over utførte undersøkelser – oversatt til norske forhold». Denne rapporten er resultatet av kartleggingen.

Behandling av avløpsslam innebærer ofte bruk av syntetiske avvanningspolymerer som følger med det ferdig avvannede slammet ut på åkeren. Slike polymerer er å regne som «plast» i den forstand at de er «syntetiske polymerer», men avvanningspolymerer danner neppe partikler, og faller derfor ikke inn under begrepet «mikroplast». På den andre siden er bruken av avvanningspolymerer omfattende og gir sannsynligvis et vesentlig bidrag til mengden av «plast» i avløpsslam. I tillegg ble det derfor gjennomført et mindre litteratursøk på eventuelle virkninger av avvanningspolymerer på plantevekst og jordfauna m.v.

Fysiologiske og medisinske effekter av MP på dyr og mennesker ligger utenfor det arbeidsgruppen har kompetanse til å vurdere, og var heller ikke en del av mandatet for kartleggingen. Samtidig er muligheten for slike effekter en underliggende premiss for de vurderingene arbeidsgruppen for mikroplast skal gjøre. Under litteraturgjennomgangen ble det klart at det eksisterer en rekke medisinske studier av «slitasjepartikler» fra leddproteser [18]. Dette er mikropartikler av plast (og andre materialer) som normalt ikke omtales og vurderes i faglitteraturen på mikroplast [19], selv om slike partikler blir frigjort i mengder som langt overgår det som eventuelt tas opp av mikroplast fra mat- og drikkevarer [20, 21]. De medisinske effektene av slitasjepartikler har vært studert siden 1970-tallet [22], og det synes riktig å gjøre det «mikroplastiske» fagmiljøet oppmerksom på denne litteraturen. Gjennomgangen av litteratur på fysiologiske og medisinske effekter av MP på pattedyr og mennesker er derfor lagt inn i rapporten som en illustrasjon på hva som finnes og som arbeidsgruppen synes bør gjøres gjenstand for medisinsk-faglige vurderinger.

1.2. «Definisjon» av mikroplast

Mikroplast var i utgangspunktet definert som «plastpartikler mindre 5 mm» [23]. Senere er begrep som «nanoplast» og «mesoplast» brukt for å sette navn på andre og/eller overlappende kategorier, og enkelte publikasjoner har gått inn for omfattende definisjoner basert på en rekke størrelseskategorier og andre kriterier [19, 24]. Det har vært vanskelig å se at dette har tilført særlig mye nytt. Rapporten fra Europakommisjonens «Scientific Advice Mechanism» (SAPEA, 2017) [25] samler det hele i begrepet «NMP (nano- and

microplastics)» uten noen streng definisjon, og påpeker at den vesentligste egenskapen ved NMP i forhold til annen plast er at de er «virtually invisible when dispersed in the environment». Denne synsmåten er i samsvar med vanlig bruksmåte for begrepet «mikrobiologi»; organismer som er for små til å kunne sees med det blotte øye. Rapporten bruker begrepet «mikroplast» i samme ånd som SAPEA, og regner at mikroplast omfatter alle «mikroskopiske» (<5mm) partikler av syntetiske eller sterkt modifiserte polymerer.

2. Prosjektopplegg og gjennomføring

Prosjektet ble gjennomført som en innsamling og sammenstilling av vitenskapelig studier av mikroplast i mikroplast i avløpsvann, avløpsslam, kompost, jord og planter. Det ble gjennomført litteratursøk i PubMed (National Center for Biotechnology Information¹⁾) og Google Scholar²⁾ med relevante søkeord. I tillegg ble oversiktsartikler og annen relevant litteratur gjennom-søkt for relevante referanser.

Ettersom opptak fra jord via planter og inn i næringskjeden er en naturlig underliggende årsak til interessen for mikroplast i avløpsslam og jordbruksjord var det også naturlig å ha et sideblikk på studier av opptak og potensielle skadevirkninger av mikroplast i mennesker

og dyr. I denne forbindelse kom det for dagen mye medisinsk litteratur på mengder og effekter av mikroskopiske plastpartikler («slitasjepartikler») som i svært liten grad har vært vurdert med hensyn på virkninger og risiko ved mikroplast på human helse. Noe av denne litteraturen ble derfor også gjennomgått og sammenstilt i prosjektet.

I tillegg ble det gjennomført et mindre litteratursøk på syntetiske avvanningspolymerer som blir brukt i behandling av avløpsslam.

1) <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>

2) <https://scholar.google.com/>

3. Mikroplast i avløpsvann

Ubehandlet avløpsvann inneholder varierende mengder MP fra vaskemaskiner og kosmetiske artikler [4, 9-12]. Klesvask produserer opp til 1900 fibre per plagg [4, 10] eller rundt 50-100 mg syntetiske mikrofiber per kg tøy per vask [26]. For norske forhold er dette estimert til å utgjøre ca. 120 g syntetiske fibre per person per år [27]. Tekstiler brukt i klær er derfor en vesentlig kilde til MP-fiber i miljøet [28-33]. Det finnes en hel del studier på effekter av ulike faktorer på utslipp av tekstilfibre fra klesvask, dels med noe sprikende resultater, og det virker ikke sannsynlig at tiltak rundt vaskemaskinen vil ha noen praktisk betydning mengden av mikrofiber tilført avløpsvannet – og miljøet – i overskuelig fremtid [26, 30-32, 34, 35]). Finstøv fra dekkslitasje blir transport med vann og er funnet å utgjøre en vesentlig kilde for marin MP [12, 27, 36], men lite er kjent om hvor mye av dette som havner i avløpsvann- og -slam. For Sverige og Tyskland er totale utslipp av finstøv fra dekkslitasje estimert til hhv 10.000 og 110.000 tonn [12, 37, 38] og for Norge ca. 4500 tonn per år [27, 39],

Rapporterte mengder av MP i avløpsvann varierer fra 1000 – 627.000 partikler/m³, med noe varierende fordeling på fibre og andre partikkeltyper [4, 40, 41] (for detaljer se tabell 2 i ref [12]). Studier har vist at 80-99% MP-partikler blir fjernet fra avløpsvannet i renseanlegg [4, 12, 40, 42-48] (se f. eks. ref [48] for en detaljert studie). Flere studier har vist at svært små partikler (<50 µm) utgjør 35-90% av all MP [10, 12, 41, 49, 50]. Det har generelt vært antatt at mindre partikler har mindre sjanse for å bli holdt tilbake i renseanlegget [42, 43, 51-53], men ingen studier har sett på rensegrad for MP < 10 µm [53]. Selve «rensemekanismen» har vært noe uklar, men dette er nå klarlagt gjennom studier av mikrofiber av PET (100-800 µm) [33] og polystyrenpartikler (ca. 80 nm) [54] «dopet» med sjeldne metaller (hhv. indium og palladium) som viste at 98-99% av partiklene raskt ble sedimentert sammen med det organiske innholdet i avløpsvannet. Dette indikerer at alle størrelser av MP blir påvirket av de samme prosessene som fjerner ureaktive og lite løselige nanomaterialer (dvs. heteroaggregering til suspendert stoff i avløpsvannet) [4]. Disse studiene gir også godt grunnlag for å vurdere effekter av partikkel-/fiberkonsentrasjon og prøvestørrelse; resultatene mer enn antyder at de prøvevolumer som normalt benyttes i slike analyser er for små til å gi pålitelige resultater gitt de MP-konsentrasjoner som normalt finnes i avløpsvann og miljøprøver [33].

Ettersom rensegraden for MP vil være relativt høy (≥50%) selv uten målrettede tiltak for å øke denne er det vanskelig å tenke seg effektive tiltak for å unngå at MP fanges opp i slammet. Det vil derfor – av hensyn til det marine miljøet – være mest hensiktsmessig å sikte mot høy rensegrad for MP (ettersom konsentrasjonen i slammet vil endres marginalt selv ved sterk forbedring av rensegraden på avløpsvannet).

Selv om rensegraden for MP i avløpsrenseanlegg generelt er god og storparten blir fjernet fra avløpsvannet, vil de gjenværende 1-5% likevel føre til at lett påvisbare mengder MP frigjøres til resipienten [4, 11, 40, 43, 44, 52]. Flere studier rapporterer om betydelig mer MP, særlig fiber nedstrøms enn oppstrøms utløp fra avløpsrenseanlegg [10, 33, 47, 49, 55]. Dette manglende samsvaret mellom høy rensegrad og funn av MP fiber nedstrøms avløpsrenseanlegg er sannsynligvis et resultat av de høye behandlingsvolumene i renseanleggene, men det kan også være at MP-fiber er underrepresentert ved prøvetaking i renseanleggene [33]. En annen mulig årsak til at det blir funnet MP-fiber i utløpsvannet kan kanskje forklares med «binding» til flytende fnokker og/eller bakterier som ikke sedimenteres ut [33].

4. Makroplast i jord

4.1. Generelt

Kina er i løpet av de siste 20-30 år blitt det store «laboratoriet» for effekter av plast på og i jordbruksjord. Plast ble i 2017 brukt til jorddekking på 18-19 millioner hektar, eller 180-190.000 km² [6, 14, 56-59]. Dette tilsvarer ca. halvparten av det norske landarealet. I Europa var over 4000 km² jordbruksjord i dekket av plast i 2011, hvorav ca. 3 km² (28.000 daa) i Norge [12, 60]. På verdensbasis er det ventet en vekst på ca. 5,7 % frem til 2019 [12], mens i Kina var veksten på 30 % i året mellom 1991 og 2004 [12, 15, 59]. Det er nå i hovedsak polyetylen og polypropylen som blir brukt til jorddekking [56, 59], men også PVC har vært brukt [61]. Bruken av plast i landbruket til jorddekking er et tiltak for å øke produksjonskapasiteten til jordbruksarealer gjennom å bedre mikroklimaet (særlig temperatur) rundt plantene, ta vare på jordfuktighet og hindre ugras. Slik bruk etterlater ofte biter av plastfilm som over tid akkumulerer i jorda [15,

62]. I Kina er plastrester fra plastdekking målt i mengder på flere ti-talls kilo per daa [56, 57, 63]; eksempelvis ble det i Xinjiang funnet opp til 50 kg plastrester/ha (gj.snitt 12.2 kg/da), og mengden økte med antall år plastdekking var brukt [6, 64]. Plastdekking er en vesentlig kilde til plastrester og MP i jord også i vesten [15, 65], men problemet her er sannsynligvis mindre, blant annet på grunn av bedre plastkvalitet som fører til færre plastrester i jorda [12, 57]. Kompost er også nevnt som en mulig kilde til plastforurensing av jord; i EU ble det 2008 brukt 18x106 tonn kompost, og mengden er forventet å øke med ca. 40 % i 2020 [12]. Mengdene som er funnet i kompost varierer mellom 3 mg og 1,2 g synlig plast per kg [12]. Ved en tilført mengde kompost på 4 tonn (ts) per daa gir dette fra 120 g til 5 kg plast/daa. I tillegg blir polymerer som PS og polyuretan tilført som jordforbedringsmiddel [16, 66, 67].

4.2. Effekter av makroplast på planter og avlinger

Plastrester i jorda kan redusere jordkvalitet og avlinger [58, 64, 68]. Plastrester påvirker kjemisk-fysiske egenskaper i jorda på ulike måter, blant annet ved å hemme transport av fuktighet, danne jordlag med saltopphopping, hindre jordarbeiding og hemmer spiring og vekst [68, 69]). I enkeltforsøk ble avlingene av mais, hvete, soyabønner og grønnsaker redusert med hhv. 11-25%, 9-16%, 6-10 % og 15-59 % når mengden av plastrester var 4-6 kg/daa [68]. I en sammenstilling av resultatene fra 266 artikler fra Kina [14] ble det funnet en gjennomsnittlig reduksjon i avlingene av fire plante-slag (potet, hvete, mais og bomull) på 16 % der det var plastrester i jorda. Effektene ble sterkere ved høyere

innhold av plast, og var statistisk signifikante først når plastmengden var over 24 kg/da [14]. Antar vi at all platen er samlet i ploglaget (øverste 30 cm) og at tørr jord har en spesifikk vekt på 1,3 kg/l (dvs. ca. 390 tonn tørr jord/da) tilsvarer 24 kg/da en plastmengde på 62 mg/kg tørr jord (dvs. 0,006 %). En mer spesifikk undersøkelse av potensielle fremtidige effekter av plast i jord utført på bomull viste at ved nåværende akkumulering av plastrester i jorda vil den samlede avlingsreduksjonen etter 120-160 år på grunn av plastrester i jorda overgå den samlede «avlingsgevinsten» som plastdekking i dag gir [68].

4.3. Bionedbrytbar plast

Bionedbrytbar jordbruksplast skulle i prinsippet kunne løse problemet med plastrester i jord, men erfaringene med slik plast er ikke udelte positive [58, 70, 71]. Undersøkelser viser blant annet at slik plast ikke er fullstendig nedbrytbar og avgir fragmenter med lang levetid [12]. Såkalte bionedbrytingsfremmende tilsetninger ser heller ikke ut til å ha sterk virkning; for plastfilm (PE og PET) med slike tilsetninger ble det ikke funnet noen målbar nedbryting etter 3 år i jord [12]. I et kinesisk forsøk med tilsetning av opp til 1 % (w/w) makro- og mikroplast i jord hadde bionedbrytbar plast

sterkere negative effekter på vekst og utvikling av hvete enn PE folie [58]. Tilsvarende resultater er ifølge forfatterne funnet også i andre studier og antyder at resultatene kan skyldes at plastkomponentene i bio-folie (37,1% Pullulan, 44,6% PET og 18,3% PBT) har hatt sterkere negative virkning enn PE [58]. Meitemark viste sterkest vekstreduksjon i leddene med bionedbrytbar plast, mens unge meitemarklarver ble bare funnet i leddene med bionedbrytbar plast og i kontroll-leddet (dvs. ikke der det var tilført LPDE) [58].

5. Mikroplast i jord

5.1. Kilder og mengder

I jordbruksjord er det generelt antatt at det er plastdekking og avløpsslam som tilfører størst mengde MP [13].

5.1.1. Avløpsslam

Syntetiske fibre fra vaskemaskiner ble funnet i jord allerede i 1998 [72, 73] og er funnet i jord 15 år etter at det var brukt avløpsslam [8]. Avløpssvann inneholder betydelige mengder MP, og undersøkelser har vist at over 90 % av dette kan bli holdt tilbake i avløpsslammet [4, 6, 43, 45]. I Europa blir mellom 4 og 5 millioner tonn avløpsslam (tørrestoff) brukt på jordbruksjord hvert år [4, 74], og det er sannsynlig at tilførselen av MP til jordbruksjord kan være betydelig [6, 13].

Det er i internasjonale studier funnet fra 1500 til 24000 plastpartikler per kg avløpsslam (ts) [8, 12, 41, 43, 45, 46, 75], og denne variasjon er også representativ for slam fra norske avløpsrensaneanlegg (gjennomsnittlig ca. 6000 partikler/kg slam (ts)) [76]. I EU blir en stor del av avløpsslammet brent (24 %) i 2009/2010, men mellom 4 og 5 millioner tonn (tørrestoff; 47 %) avløpsslam blir brukt på jordbruksjord i Europa hvert år [74]. Nizetto et al [13] (NIVA) estimerte – sannsynligvis med utgangspunkt i Sundt et al [27], som antydte at 2-3 % av tørrestoffet i avløpsslam kunne være ulike typer mikroplast – at det årlig kunne tilføres så mye som 63-430.000 og 44-300.000 tonn MP til jordbruksjord i hhv. Europa og Nord-Amerika [13]. Basert på samme modell er det for Australia estimert at 2.800 – 19.000 tonn MP/år tilføres jordbruksjord [6, 13]. Disse estimatene var både høye og vide [13], og mye av usikkerheten rundt mengdene skyldes at lite er kjent om hvor MP fra dekkslitasje tar veien [16]. Finpartikler fra dekkslitasje kan forurense miljøet langs veibanene [12], og er også funnet å utgjøre en vesentlig kilde for marin MP [12, 27, 36].

Nyere analyser [77] og egne upubliserte data tyder på at mikroplastmengdene i avløpsslam er i underkant av 1 g MP/kg tørt slam. Et nytt estimat for Europa, basert på 1,0 g MP/kg tørt slam (0,1 %) i 2,5x10⁶ tonn slam (ts) gir ca. 2500 tonn MP per år, det vil si bare 0,6-4,0 % av tidligere estimater [13]. Det nye estimatet tilsvarer ca. 4,6 tonn MP per million innbyggere i Europa, eller ca. 4,6 g MP/innbygger og år.

I forhold til påstandene om at mengdene MP som blir tilført jord er høyere enn de som havner i havet [4, 12, 13, 16, 65, 78] gir de nye estimatene for Europa, Nord-Amerika og Australia (3 % av laveste estimat) totalt ca. 4.400 tonn MP per år. Dette er mindre enn 1 % av de 0,8-2,5 millioner tonn som er estimert for årlig

tilførsel til havet [5, 6]. I dette regnestykket er ikke Asia, Sør-Amerika og Afrika tatt med, og tilførsel fra urensset avløpssvann (til irrigasjon) og plastdekking kan være høyt, men rettferdiggjør neppe påstanden. Det er derfor grunn til å anta at selv om mengdene av MP tilført jord i form av avløpsslam kan være betydelige, er de sannsynligvis vesentlig lavere enn tidlige publiserte estimater antydte [12, 13, 79]. Det er vanskelig å anslå fremtidige mengder MP i avløpsslam, men antar vi en dobling i forhold til de nyeste analyseresultatene (dvs. et innhold på ca. 0,2 %, eller 2 g MP/kg tørt slam) tilsvarer dette ved tilførsel av 4 tonn slam (tørrestoff per daa) ca 8 kg MP per daa. Fordelt i ploglaget gir dette ca. 20 mg MP/kg tørr jord, eller 0,002 %.

5.1.2. Plastdekking

Plastdekking av jordbruksjord etterlater vesentlige mengder plastrester i jord som over tid kan brytes ned til MP [15, 16]. Oksidativ nedbryting fører til at platen blir mer sprø og lettere danner mindre fragmenter som mikro- og nanoplast [6]. På sikt forventes det at plastrester i jord forvitrer til MP, selv om beregninger tilsier at plastfilm i jord kan ha en levetid på flere hundre år [6, 80]. Antar vi at de øverste 30 cm av jordlaget tilsvarer ca. 400 tonn tørrjord/daa tilsvarer tallene fra Xinjiang 125 mg (høyeste verdi) og 30 mg (gjennomsnitt) per kg tørr jord. Under norske forhold er 3 kg plast/daa en mer sannsynlig mengde, og dette vil tilsvare 7,5 mg/kg tørr jord.

5.1.3. Andre kilder

Andre kilder til plast i jordbruksjord kan være kompost og fermentert bioavfall, der analyser har funnet varierende mengder plastpartikler i ulike typer kompost [12, 81]. Syntetiske polymerer blir brukt til «seed coating» som vil bli værende i jorda etter spiring [4, 82]. I tillegg blir polymerer som PS og polyuretan av og til tilført som jordforbedringsmiddel [16, 66, 67]. Vanning med urensset eller rensset avløpssvann kan tilføre hhv. 1000-627.000 eller 0-125.000 MP/m³ jord [12], og elvevann kan tilføre store mengder MP til jord og sedimenter [12, 83]. Mangel på vann til irrigasjon fører til at ubehandlet eller lite behandlet avløpssvann brukes til vanning av jordbruksland. Det er estimert at 20 millioner ha (7 % av irrigert jordbruksland) blir vannet på denne måten, og 10 % av verdens befolkning får mat fra jord som er tilført ubehandlet eller lite behandlet avløpssvann [84]. Basert på målte mengder MP i urensset avløpssvann [12, 84, 85] er det beregnet at om slikt vann blir brukt til å dekke 50 % av vannbehovet for kål, mais og bomull vil det resultere i tilførsel av fra 0,2 millioner til 0,35 milliarder

partikler per daa per sesong [12]. Andre kilder kan derfor bety en viss mikroplastbelastning på jordbruksjord internasjonalt, men betyr trolig lite under norske forhold.

5.1.4. Målte mengder av MP i jord

Kvantifisering av MP i jord har til nå vært vanskelig på grunn av problemet med å skille plastpartikler fra alt annet partikulært materiale i jord. Det finnes i dag ingen metodikk for analyser av MP fra dekkslitasje eller for nanoplast i avløpsslam og jord [16], selv om teoretiske beregninger tilsier at disse to fraksjonene må utgjøre en vesentlig del av MP i det terrestriske miljøet [16]. Tidlige studier av MP i jord har i hovedsak vært direkte-ekstraksjonsteknikker; teknikker som bryter plasten ned til molekulære komponenter [8, 86-90]. Slike teknikker krever mindre forbehandling av prøvene og identifiserer type og masse av polymerene, men mister informasjon som antall, form og størrelse på partiklene [90]. Teknikker som innebærer delvis nedbryting av organisk materiale etterfulgt av «telling» av partikler (manuelt eller automatisk) har funnet fra ganske få (ca. 40) til 43.000 partikler per kg jord [89, 91, 92] i kinesisk jord, tilsvarende ca. 5 mg per 10.000 partikler med en størrelsesfordeling som i referanse [91]. En tilsvarende mengde (ca. 20 mg/kg jord) ble funnet på elvesletter i Sveits [93], mens i spesielt forurensset jord som i et industriområde i Australia, er det funnet MP tilsvarende 0,3-68 g/kg jord (0,03-6,7 %) [88].

En svensk studie, utført i hovedsak av Universitet i Århus, fant mengder på 0,30 mg MP/kg tørr jordbruksjord der det ikke tidligere var tilført avløpsslam [77]. Tilførsel av 1 tonn avløpsslam (tørrstoff) per ha (MP innhold 420 mg/kg ts) økte mengden i jord ubetydelig

(til 0,32 mg MP/tørr jord) mens tilførsel av 3 tonn avløpsslam per ha ti-doblet konsentrasjonen i jorda til ca. 3 mg/kg jord [77]. Disse endringene var vesentlig mindre enn det som var forventet utfra målte MP-mengder i avløpsslammet (selv for høyeste mengde avløpsslam). Avviket kan avspeile både metodiske problemer med kvantifisering av MP i jord, og/eller større mobilitet på MP enn forventet [77]. Partikkelantall og -størrelsesfordeling er ikke oppgitt, men om vi antar samme størrelsesfordeling som i ref. [91] (ovenfor) tilsvarer 3 mg ca. 6000 partikler.

5.1.5. «Nanoplast»

Det er p.t. ikke mulig å undersøke jord for mikroplastpartikler i nanometerstørrelse [12]. Flere av de nyeste studiene viser imidlertid at svært små partikler (<50 µm) utgjør 35-90% av all MP i miljøet [12, 51, 94-96], og det er antatt å være en betydelig risiko for at mikroplast i jord over tid brytes ned til nanoplast [58, 97, 98]. På den andre siden blir det hevdet at mengden av naturlige partikler i nano-størrelse i sedimenter langt overgår mengden av syntetiske/fabrikkerte nanomaterialer [6]. Akkumulert «svart karbon» (sotpartikler og andre karbonbaserte nanopartikler) i jord er estimert til 50-200 tonn per daa i de øverste 7,5 cm (kanadisk og tysk jord) [6]. Til sammenligning vil 100 % omdanning til nanoplast av all mikroplast tilført jord i avløpsslam, basert på Nizetto et al. [13], bare utgjøre mellom 0,23 og 6,3 tonn/daa [6]. Disse estimatene reiser tre spørsmål; i) hva er den relative betydningen av mikro- og nanoplast i jord, ii) hvordan vil samspillet mellom plast og nano-karbonet i jord være, og iii) har planter og jordfauna utviklet seg til å leve med disse nano-partiklene uten å ta vesentlig skade [6].

5.2. Virkninger av mikroplast i jord

Studier på effektene av mikroplast i jord viser at mikroplastpartikler kan endre jordfysiske og -kjemiske egenskaper, kan fungere som vektorer for kjemiske stoffer og bli transportert i jordprofilen av jordlevende organismer [58, 61, 89, 99-103]. Jord vil sannsynligvis holde tilbake det meste av små plastpartikler, men selv noen av de første studiene av MP i jord observerte forflytning nedover i jordprofilen [8], muligvis på grunn av aktiviteten til jordfaunaen [12, 101, 104, 105]. En studie estimerer at over en 100-års periode vil MP i gjennomsnitt vandre ca. 6 meter nedover i jordprofilen [106]. Mikroplastpartikler har relativt lav spesifikk vekt og fraktes derfor sannsynligvis lett bort når jordbruksjord eroderes av vind [107].

MP i nanometerområdet («nanoplast») aggregerer raskt i vann-miljø [16], og heteroaggregering er regnet som en viktig faktor for hva som skjer med nanoplast i miljøet [16, 51, 95]. Nanopartikler av andre materialer enn plast holdes i stor grad tilbake i jord [12], men det spekuleres på om nanopartikler kanskje kan passere gjennom større porer og potensielt komme i kontakt med mennesker gjennom grunnvannet [12, 16, 108].

En noe spesiell (potensiell) effekt er at MP kan komme til å figurere i karbon-/klima-regnskapet [109]. MP kan integreres i jordaggregater, og bli «usynlige» men vil likevel bli målt som karbon ved dagens metodikk [109].

I lys av «4-promise»-initiativet (4p1000³⁾) som tar sikte på en årlig vekst i jordbundet karbon på 0,4 % som et klimatilstand, kan tilførsel av mikroplast få en vesentlig betydning [109]. Selv elvesletter i Sveits der jorden ikke er direkte påvirket av menneskelig aktivitet hadde MP-mengder tilsvarende 0,1-5 % av karbonet i jord [93]. Jord som er mer påvirket av menneskelig aktivitet må forventes å inneholde vesentlig mer MP [109].

5.2.1. Effekter på jordas egenskaper

Det er publisert noen få studier på effekter av MP på jordas kjemiske og fysiske egenskaper. I løssjord (Kina) ga MP (polypropylen; 7 og 28 %) effekter på oppløst organisk innhold, oppløst nitrogen og fosfor ved den høyeste konsentrasjonen av MP, sannsynligvis som en indirekte virkning av jordbakterienes enzymaktivitet [100]. En annen kinesisk studie med mer realistiske MP-konsentrasjoner (0,5 og 1,0 %) viste økt fordamping av vann fra leirjord, tilsynelatende ved at mikroplasten laget åpninger eller «kanaler» i jorda [110]. En studie fra Berlin der fire typer MP (polyacrylfiber, polyamid-kuler, polyesterfiber og polyetylenfragmenter) ble tilsatt i jord i en mengde på 2 % ble det funnet effekter på mikrobiell aktivitet, vanninnhold og stabiliteten på jordaggregater [111].

5.2.2. Effekter på planter og avling

Opptak av mikroplast i planter er lite sannsynlig [16] men kan skje for partikler i nanometer-størrelse [112]. Egne undersøkelser (upublisert) viste heller ikke opptak av små (1-5 µm) MP tilført roten til planter. En studie av hestebønner (*Vicia faba*) dyrket i vann viste derimot at 100 nm polystyrenpartikler (100 mg/l) ga redusert vekst, mens 5 µm partikler hadde liten effekt [113]. En annen studie viste at en bladkål dyrket på plast-forurensset kompost hadde relativt store (flere hundre mikrometer) plastpartikler i rotvevet [114], men dette var sannsynligvis inkorporeringer i løpet av rotveksten heller enn opptak i vanlig forstand. Det er også spekulert på om kjemiske stoffer som er tilsatt eller absorbert av mikroplasten kan påvirke planterøtter eller «symbionter»⁴⁾, om «nanoplast» kan ha negativ virkning på symbiotiske forhold, eller om effekter av MP på jordstruktur og mikrobiologi kan påvirke plantesamfunn [115].

Noen få studier antyder virkninger av mikroplast i jord på vekst og utvikling av planter. En studie utført av kinesiske forskere viste at 1 % (w/w) plastrester

(makro- og mikroplast; 50 µm til 7 mm) i jord til hvete i dyrkingskammer ga tydelige negative effekter på vekst og utvikling av hvete [58]. En engelsk studie på spiring og vekst av raigras i jord tilført syntetiske tekstilfibre (10 mg/kg tørrjord; 0,001 %) og partikler (0,1 %) av HDPE og PLA (polylaktat; «nedbrytbar» plast) viste statistisk signifikante effekter av fiber på spiring og av PLA på vekst [116]. Begge studier viste sterkere negative effekter av ulike typer av såkalt «bionedbrytbar plast» av [58, 116]. En studie har også vist en forbigående negativ effekt av MP (0,05-5 µm) på spiring av karsefrø [117].

5.2.3. Effekter på mikrofloraen (bakteriesamfunnet) i jord

Effekter av MP på mikrofloraen i jord har vært studert flere ganger. Et pottforsøk med 2x2 cm biter av plastfilm tilsvarende ca. 7 og 34 kg/daa (7 kg/daa tilsvarende rester etter 5 år med plastdekking [6, 64]) tydet på totalmassen og diversiteten på jordfloraen samt mikrobiell enzymaktivitet gikk ned med økende plastmengde [6, 118]. Tilsats av MP stimulerte enzymaktiviteten i jord og økte frigjøring av organisk P, N og C [65, 100]. Bakteriesammensetningen i jorda endret seg ikke etter tilsetning av MP (PE), men bakteriesammensetning på selve mikroplasten var forskjellig, og hadde en større andel av bakterietyper kjent for å kunne bryte ned PE [119, 120]. Noen studier tyder også på at MP kan forstyrre jordstruktur og jordmikrobiologi [65, 111]. Protister («encellede dyr»; amøber, tøffeldyr o.l.) utgjør en stor del av mikrofloraen i jord, og har en viktig posisjon ved basis av næringskjeden i jord [121]. Det finnes en hel del eldre litteratur på fagocytose hos protister der det er brukt mikrokuler av polystyren, og som viser at protister (ciliater, flagellater, amøber) har ulike preferanser for partikkeltype og -størrelse [121]. En variant av problematikken rundt MP i jord er reist av Rillig et al. [[122] som spekulerer på hvilke evolusjonsmessige effekter mikroplast i jord kan tenkes å ha ettersom mikroplast kan fungere som karbon- og energikilde for bakterier og sopp som har eller utvikler evne til å bryte ned plasten.

5.2.4. Effekter på jordfaunaen

De første studiene av MP på jordfaunaen ble gjort på meitemark, og viste at MP kunne ha negative virkninger på reproduksjon, vekst og mortalitet [101, 123-125], kanskje forårsaket av redusert næringsopptak i jord med MP-forurensning [123]. Blant annet ga 450 og 600 g/kg PE MP i et lag med planterester lagt oppå jorda en økning i mortaliteten hos meitemark til hhv. 8 % og 25 % [123]. Virkninger av mikroplast på meitemark tyder på at det kreves relativt høye konsentrasjoner (28 % i planterester på jorda, eller mer enn 1 % w/w i jorda) for

3) <https://www.4p1000.org/>

4) En symbiont er en partner i et symbiotisk forhold; et samliv mellom to organismer av forskjellig art som er til felles nytte for begge.

å gi effekter på overlevelse, reproduksjon [123, 124, 126] og oksidativt stress [127], og en studie fant ingen effekter når konsentrasjonen av MP (PE eller PS; <300 µm) var mindre enn 10 % [128]. På den andre siden viste en art av meitemark (*Eisenia andrei*) tegn på skader på indre organ når jorda var tilført vesentlig mindre mengder MP (125-1000 mg/kg PE partikler; 0,01-0,1 %) [125]. Det er også vist at MP kunne overføres fra jord via meitemark til høns og dermed vandre i næringskjeden [73, 104, 123, 129].

Senere er studier av effekter av MP på jordfauna utvidet til å omfatte spretthaler, isopoder (skruketroll) [65, 130], midd [61], nematoder [131] og snegler [132]. For nematoden *C. elegans* ble det vist at ulike typer MP (PE, PP, PVC, PS og PA) ble tatt opp, akkumulerte i organismen og (for nano-PS) hadde giftvirkninger på neste generasjon [133]. Vanlig skruketroll (*Procellio scaber*) lot seg derimot ikke affisere av 0,4 % PE MP fra plastfilm og ansiktsrenser; etter eksponering i 14 dager ble det ikke observert virkninger på matopptak, vekst og energireserver m.v. [65, 130].

Spretthaler er vanlige i jord, med bestandstettheter på 1000-10.000 individer per m² [134]. De er mye brukt til testing av økotoksikologisk tilstand i jord, hvor overlevelse, vekst og reproduksjon er de mest brukte indikatorene [134]. Spretthaler unngikk jord med mer enn 0,5 % MP (PE <500 µm) [134]. Studien viste også

redusert mobilitet, noe som er observert ved svært lav MP konsentrasjon (8 mg MP/kg jord, dvs. 8 ppm) i en annen studie [135]. Reproduksjonen var signifikant redusert ved 0,1 % MP og høyere, med en EC50 på 0,29 % [134], og forurensninger med ulike typer MP endret tarmfloraen hos spretthalerne [134, 136].

Virkningsmekanismene for effekter av MP på jordfauna er ennå lite kjente. Det antas å være en sammenheng mellom virkninger på reproduksjon og «unngåelse», og effekter på reproduksjon og mortalitet derfor kan være forårsaket av redusert næringsopptak i jord med MP-forurensning [134]. Det er indikasjoner på at MP kan krysse tarmveggen i både blåskjell [4] og pattedyr [96, 137-140] og bli transport til andre deler av organismen. I jord er det vist trofisk⁵⁾ overføring og akkumulering av nanopartikler av gull fra meitemark til oksefrosk [4]. For meitemark ble det også funnet indikasjoner på at inerte nanopartikler (C60) og avløpsslam behandlet med ulike nanomaterialer (metalloksider) påfører skade [4]. Studier av små, vannlevende krepsdyr har vist at «aldring» av partiklene virker inn på toksisiteten til mikroplastpartikler; «gamle» polystyrenpartikler ga vesentlig sterkere negative virkninger enn «nye» partikler [4]. Partikkelaldring er allerede et tema i nanotoksikologiske studier [4], og det kan ikke utelukkes at MP i jord også endrer sine eventuelle toksiske effekter over tid.

5) Vandring eller overføring gjennom næringskjeden

6. Tilsetningsstoffer og samspill med kjemiske stoffer

Plast inneholder ofte tilsetningsstoffer («plasticisere»; f. eks. ftalater og bisfenol A) som vil lekke ut over tid [4]. Både bisfenol A og ftalater kan fungere som «hormonhermere» og ftalater er også mistenkt å ha karsinogene og mutagene egenskaper [12, 141, 142]. Ftalater er funnet i vann, luft, sedimenter, jord og i ulike typer matvarer [142]. Ftalater er vist å inhibere mikrobiologisk aktivitet i jord [118], kan tas opp av planter [12] og er funnet i i ulike typer av grønnsaker [142].

Plast til jorddekking inneholder 50-120 mg ftalat/kg [12, 142]. Forbruket av ftalater i Kina i 2011 var på ca. $2,2 \times 10^6$ tonn; det meste ble brukt i plastfilm, og i 2010 var $15,6 \times 10^6$ ha dyringsjord plastdekket [142]. Dette gir en teoretisk tilførsel på ca 14 g ftalat/m². Plastdekket jord i Kina er vist å ha vesentlig høyere verdier (2-6x) av ftalater enn jord uten plastdekking [12, 142], og i områder med bomullsdyrking på plast ble det funnet ftalat-verdier som var 2-3 ganger over tiltaksgrensene for slike kjemikalier i USA [142]. Plastindustri og avfallplasser kan også forurense vanningsvann og jord med betydelige mengder ftalater [4, 143], mens ulike jordbruksmessige tiltak, som bruk av husdyrgjødsel og vekstskifte, kan redusere mengdene av ftalater i jord [142].

En del undersøkelser har sett på samspill mellom MP og ulike kjemiske stoffer som plantevernmidler, antibiotika og andre. Det er vist at ulike plantevernmidler bindes til og/eller blir stabilisert på plastfilm [6, 144], og det kan tenkes at MP kan ha tilsvarende virkninger. På den andre siden er det også vist at tilsetning av PE mikropartikler (<250 µm; 10 %) til jord førte til økt mobilitet (mindre binding) av plantevernmidlene atrazin og 4-(2,4-dichlorophenoxy)butyric acid i jord [145]. Tilsetning av PE MP til kinesisk løssjord hadde ingen virkning på nedbryting av glyfosat i jorda [146], selv om både mikrobiologisk respirasjon og aktiviteten av flere mikrobiologiske enzymer endret seg vesentlig i jord som var tilsatt mikroplast [146], og vekta av meitemark-«gallerier» var negativt påvirket av mikroplast i kombinasjon med glyfosat [146].

Flammehemmere (polybrominerte difenyletere; PBDE) tilført jord i polyuretan MP ble tatt opp av meitemarken *Eisenia fetida* [65, 147]. PE MP fungerte som vektor for opptak av metaller [99] men reduserte opptak av arsen [148] i meitemark, og PBDE kunne også overføres fra polyuretan MP til meitemark [73, 147]. Andre tilsetningsstoffer i plast kan også overføres til jordlevende organismer [73]), men på den andre siden er det også vist at i meitemark førte MP (uten tilsetningsstoffer) til redusert opptak av PAH og PCB fra jorda [128].

Med hensyn på humant opptak av tilsetningsstoffer til plast tilsier både analyser og teoretiske vurderinger at MP ikke vil være noen vesentlig kilde til slike stoffer [17, 149-152].

7. Nedbryting av plast i jord

7.1. Generelt

Plast brytes ned i miljøet, og nedbryting av plast i jord er gjennomgått i flere artikler [12, 153, 154]. Fragmentering av plast til både mikro- og nanoplast [16, 97]) er vist i forsøk, og degradering er regnet som den viktigste kilden til nanoplast i miljøet [16, 51]. Mekanismene for nedbryting av plast i miljøet er hovedsakelig UV-stråling som bryter opp kjemiske bindinger i polymermolekylene, og fysiske krefter som bryter plasten opp i mindre fragmenter [12, 153-156]. Dette øker den relative overflaten på plasten, og dermed muligheten for kjemisk påvirkning [12, 156]. I jord vil disse to faktorene stort sett ikke være tilstede, og nedbryting av plast i jord vil derfor trolig være svært langsom, slik at det meste av plast som er mindre 1 μm vil bli værende i jord over lang tid [12, 153]. Beregninger tilsier at plastfilm i jord kan ha en levetid på flere hundre år [6, 80]; polyetylen og propylen viste bare minimal nedbryting (0,0-0,4 %) fra

ett år til 800 dager i jord, og for PVC ble det ikke funnet noen nedbryting etter 10-35 år i jord [12, 65, 157, 158]. Flere undersøkelser har funnet at jordfaunaen (meitemark, spretthaler, midd) transporterer MP ned i jordprofilen [6, 7, 61, 73, 101, 104, 129, 134]), og jordarbeiding vil føre til det samme. Dette resulterer i at plasten vil bli utsatt for lite lys og oksygen før eventuell bionedbryting kan starte [6]. Det er på den andre siden vist at visse jordbrukskjemikalier kan fremskynde lysnedbryting og gjøre plastfilm mer sprø [6, 159], men det er usikkert om dette kvantitativt vil ha større betydning. En generell oppsummering av litteraturen på plastnedbryting tilsier at plast vil trolig bli værende i jord i årevis mens det stadig dannes mindre partikler [12, 80, 153, 160] som eventuelt akkumulerer til så høye nivåer at det påvirker organismer og biodiversitet [65, 73, 161].

7.2. Biologisk nedbryting av (mikro)plast

En rekke organismer er funnet å kunne bryte ned (selv svært persistente typer av) plast [6, 98, 154, 162-166] og flere typer mikroorganismer er vist å kunne bruke syntetiske polymerer som eneste karbon-kilde [65, 73, 167]. Mikropartikler av polyetylen fikk redusert vekt og volum med hhv. 15 % og 56 % etter 60 dager i en kompleks bakteriekultur, og kjemiske analyser ga utslag for nedbrytingsprodukter av PE [167]. Utover dette er mikrobiologisk nedbryting av polyetylen i jord og kompost studert noen få ganger (se tabell 1 i [154]) [168]. Det generelle bildet viser at det er snakk om svært langsomme prosesser [154], og lite er kjent om de enzymatiske prosessene involvert [154]. Selv komponenter av PE med lav molekylvekt som på forhånd var

utsatt for UV-lys og relativt høye temperaturer (50-70 °C) kunne bare delvis brytes ned biologisk [6]. På den annen side ble det i ett forsøk funnet at mengden mikroplastpartikler av PVC var vesentlig mindre etter inkubering i jord i 30 dager [146]. LDPE partikler som passerte gjennom meitemark fikk reduserte størrelse (fra 150 til 50 μm) [123], og flere typer Gram-positive bakterier isolert fra tarmen til meitemark viste seg å kunne redusere størrelsen på LDPE partiklene vesentlig [98]. En ny studie fra Kina [169] hevder å ha oppnådd nedbryting av 43 % av MP i avløpsslam ved hypertermofil (70-90 °C) kompostering, men resultatet er basert på telling av partikler og må verifiseres bedre før den kan tillegges vekt.

7.3. Bionedbrytbar plast

Bionedbrytbar jordbruksplast skulle i prinsippet redusere problemet med plastrester i jord [16, 170], men undersøkelser viser at nedbrytbarheten av slik plast ofte er variabel og liten. «Nedbryting» betyr oftere «oppsmuldring (til MP)» enn kjemisk og biologisk nedbryting til molekylære sluttprodukter (CO₂ og vann) [56, 58, 71, 171], og plasten danner dermed fragmenter med lang levetid [12]. For plastfilm (PE og PET) med

såkalte bionedbrytingsfremmende tilsetninger ble det ikke funnet noen nedbryting etter 3 år i jord, og nytten av bionedbrytbar plastfilm er usikker [12].

8. Avvanningspolymerer

Polymerer brukt til flokkulering av avløpsslam er i hovedsak ulike varianter polyakrylamid, men i noen grad har også naturlig forekommende polymerer som cellulose og chitosan vært anvendt [172]. Problemet med disse er oftest at de har begrenset løselighet i vann og derfor bare fungerer innenfor et lite pH-område [172]. Bakterier i avløpsslam kan også selv produsere polymerer som kan fungere som flokkulanter [172].

Polyakrylamid (PAM) er en samlebetegnelse på flere hundre typer polymerer av varierende lengde og sammensetning [173] som har til felles at de er dannet fra monomeren akrylamid (AMD), alene eller i kombinasjon med andre monomerer [174]. PAM har svært lav giftighet for pattedyr, med en akutt LD50 på over 5 g/kg kroppsvekt [173]. Kommersiell PAM vil derimot normalt inneholde en mindre mengde AMD (0,1-0,05 %) [175].

AMD er et nevrotoksin og antatt carcinogen som gir mutasjoner i pattedyrceller [173]. Bakt og stekt mat inneholder varierende mengder AMD, og anslag av daglig inntak ligger på 0,3-0,8 ug/kg kroppsvekt [173]. AMD er vannløselig og vil trolig ikke binde seg nevneverdig verken til organiske eller uorganiske partikler [175], og vil trolig følge rejeckt vannet ved bruk under avvanning av avløpsslam og biorest. AMD blir lett tatt opp kroppen gjennom tarm, lunger og hud, men blir også raskt brutt ned i kroppen og i miljøet [173, 176]. I jord tilført 500 mg AMD/kg jord var all AMD nedbrutt etter 5 dager [177]. En totalvurdering tilsier derfor at AMD som måtte bli tilført avløpsslam/biorest og jord vil utgjøre svært små mengder og bli raskt nedbrutt til svært lave nivåer.

Polymerindusert flokkulering virker via to mekanismer; «charge-patch» interaksjoner og/eller polymerbroer [172, 178, 179]. Den første går ut på at polymeren adsorberes og skaper et område på en partikkel som har motsatt ladning av overflaten på en nabopartikkel, og dermed gir mulighet for flokkulering gjennom elektrostatisk interaksjoner [178]. Den andre oppstår når et polymermolekyl adsorberes av mer enn en partikkel [178, 179]. Flokkulering ved polymerbroer gir «sterkere» aggregater enn andre flokkuleringsmidler [179]. Det kreves en viss minimumskonsentrasjon av polymer før flokkulering kan starte [172], men brodannning er også avhengig av at det finnes «uokkuperte» områder på partiklene, og for høy polymerdosering kan derfor gi redusert flokkuleringseffekt [179].

Litteraturen antyder at PAM til flokkulering og avvanning av avløpsslam krever normalt konsentrasjoner på 2-7 kg PAM/kg slam (tørrstoff) [180, 181], noe som er lavere enn det som er brukt lokalt (12-14 kg/tonn biorest

(tørrstoff); IVAR). Uansett er dette konsentrasjoner som er 2-30 ganger høyere enn målte mengder mikroplast i avløpsslam og biorest. Avløpsslam og biorest brukt i mengder på 2-4 tonn tørrstoff per daa kan dermed medføre til at jord blir tilført 24-56 kg PAM per daa. De typene av PAM brukt til flokkulering er vannløselige og vil trolig ikke (eller i svært liten grad) felle ut som polymerpartikler. Selv om PAM er en syntetisk polymer og dermed må regnes som «plast», vil den i hovedsak foreligge som separate molekyler og ikke som «PAM-partikler», og PAM vil ikke kunne regnes som «mikroplast» i vanlig forstand.

I USA har PAM blitt brukt som erosjonshindrende middel på store arealer (8-10 millioner daa) i mengder på opp til ca. 1 kg per daa og år [173, 182], og det er derfor utført en del forsøk for å klarlegge effekter på jord, plantevekst og nedbryting av polymeren. PAM binder seg sterkt til jord og avrenningen er nesten ikke målbar [173]. I jord som over 6 år var tilført svært store mengder PAM (totalt 270 eller 540 kg per daa, eller ca. 0,1 % av jorda i ploglaget) var det ikke vesentlige endringer i mikrobiologien [182]. Potteforsøk med 1 % PAM i jorda (w/w) ga vekstøkning av hvete og tomat, og 5 % PAM ga samme vekst som kontroll-leddet uten PAM [173].

PAM binder seg så sterkt til jord at ekstrahering og direkte måling ikke er mulig [182], og studier av nedbryting jord er derfor vanskelig. Forholdet mellom stabile karbonisotoper (^{12}C og ^{13}C) kan imidlertid korreleres til ulike karbonkilder og brukes til å estimere mengden av gjenværende PAM i jord [182]. Jord som ble tilført totalt 270 eller 540 kg PAM per daa over 6 år, ble undersøkt med stabil isotop analyse etter 6 og 12 år [182]. Avhengig av tilført mengde PAM ble det funnet 49 % og 13 % nedbryting etter 6 år, og 73-74 % etter 12 år i en humusfattig jord [182]. Årlig gjennomsnittlig nedbryting ble estimert til ca. 10 % [182], noe som samsvarer med tidligere undersøkelser [173]. I humusrik jord var det ikke mulig å estimere PAM-nedbrytingen [182].

Nedbryting av polymerkjeden i jord skjer trolig i størst grad ved hydroksylradikaler som enten blir dannet naturlig gjennom Fenton's reaksjon (dvs. reaksjoner mellom oksygen og Fe^{2+}), eller oppstår i jordoverflata på grunn av UV-stråling [174]. Nedbryting av PAM under sollys fører til reduksjon i lengden på polymeren, men ikke til frigjøring av AMD, og nedbrytningsproduktene kan i liten grad fungere som karbonkilde for bakterier [175]. Heller ikke aerob biologisk nedbryting av PAM ser ut til å gi frigjøring av AMD [175, 180], men det er mulig at anaerob nedbryting kan frigjøre vesentlig

mengder (0,5 g AMD/kg ts) [181]. En rekke bakterier fra jord og avløpsvann og -slam er vist å kunne bryte ned PAM [174]. Nedbrytingen skjer i hovedsak ved at bakteriene bruker nitrogenet i sidegruppen på polymeren [174, 175]. Aerob nedbryting etterlater en tungt-nedbrytbar rest av polyakrylsyre som bare delvis fragmenteres [180, 183], men det er mulig at anaerobe bakterier er mer effektive til å bryte ned «rygggraden» i PAM [174, 181, 183, 184]. PAM som er brukt i slambehandling før eventuell utråkning til biogass brytes derfor kanskje relativt raskt ned i bioreaktoren. På den andre siden ser kationisk PAM ut til å inhibere anaerob metanproduksjon fra slam [185].

Oppsummert tyder litteraturen på at polyakrylamid er et relativt stabilt stoff med lav giftighet og få effekter på jordbiologi og plantevekst. Nedbrytingen er langsom (ca. 10 % per år) men langt raskere enn for mikroplast (med forbehold om at nedbrytningshastigheten for mikroplast i nanometerstørrelse ikke er kjent). Nedbryting gir trolig i svært liten grad opphav til giftige nedbrytningsprodukter som akrylamid, og i den grad akrylamid oppstår eller følger PAM har den svært kort levetid i biologisk aktive miljøer som slam og jord.

9. Opptak og effekter av mikroplast i dyr og mennesker

9.1. Generelt

På forsommeren 2019 ble det publisert en undersøkelse som estimerer et gjennomsnittlig opptak av ca. 50.000 mikroplast i året gjennom matvarer, drikke og luft [20], og spesielle mat- og drikkevarer kan trolig føre til inntak av vesentlig større mengder [21]. Estimerer av mikroplastopptak gjennom inhalering er ennå svært usikre [186-190], men målinger av avsetning av husholdningsstøv antyder mengden av syntetiske fiber og annen MP

som faller ned på mat og drikke på kjøkkenet overgår de mengdene som allerede finnes i matvarene [149, 191]. Estimerer og måling av MP frigjort fra leddproteser overgår også langt det som eventuelt tas opp fra mat- og drikkevarer [18]. Dette har medisinske effekter for en del av pasientene (5-20 %; [192, 193]), men effektene er stort sett lokale, og de har heller ikke fått vesentlige konsekvenser for bruken av plast i proteser og implantater.

9.2. Opptak i kroppen

9.2.1. Gjennom fordøyelsesapparatet

Fordøyelsesapparatet utsettes daglig for store mengder partikulært materiale og fungerer som en barriere for det aller meste av dette. Det er likevel vist at mikropartikler (50 nm – 150 µm) av ulike materialer, inkludert PVC og PS, kan vandre gjennom tarmepitelet og inn i lymfesystemet hos pattedyr (inkludert mennesker) [96, 137-140, 149, 194-198], og opptakraten av 50 nm PS-partikler i in vivo-studier i mus og in vitro-studier av humant vev ble estimert til 0,2-2,0 % [96, 199, 200].

9.2.2. Via luftveiene

Det ble alt på 1990-tallet påvist vesentlige mengder organiske og syntetiske mikrofiber i inneluft samt i lungevevet fra et stort flertall av undersøkte personer [149, 201, 202]. Helseeffekter av luftpartikler er i hovedsak relatert til det faktum at partikler mindre enn 2,5 µm (PM_{2.5}) [203] og kan trenge gjennom respiratoriske barrierer [149]. I tekstilfabrikker er det målt nivåer på 500-800.000 partikler/m³ av nylon, PVC og polyester [149], og det er vist at syntetiske mikrofibre kan konsentreres i lungene og utløse lokaliserte biologiske responser, blant annet kreft [1, 186]. Størrelse og form på MP er viktig – fibre på 15-20 µm lar seg ikke effektivt rense fra lungene, og fibre på 0,3-10 µm er karsinogene [1].

9.2.3. Frigjøring av mikroplast fra proteser og implantater

Et litteraturoversyn fra så tidlig som 1994 siterer flere titalls studier på slitasjepartikler fra en rekke ulike plasttyper brukt i leddtransplantater [22], og antallet polyetylen-partikler (0,1-0,2 μm) som ble frigjort direkte ut i omliggende vev fra hofteproteser ble estimert til ca. 500.000 partikler per steg (eller 5×10^{11}

partikler/år) [18]. Hardere plasttyper i moderne proteser kan ha redusert mengden med opptil 90 % [204-208], men mengden frigjorte partikler er likevel enorm sammenliknet med estimerer av hva som kan bli tilført i mat- og drikkevarer [20, 21, 149, 191]. I nyere studier er også brystimplantater vist å avgi påvisbare mengder av silikonpartikler mindre enn 100 μm [209].

9.3. Transport i kroppen

Det har vært en generell oppfatning at MP i mikrometer-størrelse ikke kan trenge dypere inn i vev i pattedyr og derfor bare kan forårsake lokale betennelsesreaksjoner [1]. Dette står i motstrid til både eldre og nyere forsøk som viste opptak av relativt store partikler (3-150 μm) av ulike materiale, mellom annet PVC og PS, i blod og lymfe hos fisk, pattedyr og mennesker med påfø-

gende transport til forskjellige vev og organer [1, 96, 138-140, 194, 210, 211]. PM_{2.5} trenger ikke bare inn i alveolene i lungene, men passerer også gjennom vevet og inn i blodsystemet, og kan spres til resten av kroppen [203]. Studier av PE og PET MP fra proteser viste at PE-partikler på opptil 50 μm kunne vandre inn i lymfeknuter, og noen ganger til lever og milt [149, 212-214].

9.4. Fysiologiske effekter av mikroplast

Det vi vet om fysiologiske effekter av MP er generert av to «fagfelt» som – ser det ut til – nesten ikke utveksler informasjon. Det ene er forskere som studerer cellebiologiske og fysiologiske effekter av «mikroplast», og det andre er medisinerne og andre som studerer effekter av «slitasjepartikler» («wear debris») fra leddproteser. Førstnevnte gruppe har vist at PE- og PS-mikropartikler kan indusere oksidativt stress i humane cerebrale og epitel-cellelinjer, uten vesentlige effekter på overlevelsen av cellene [1, 149, 215]. Forsøk med relativt store konsentrasjoner PS-partikler til mus har vist effekter på metabolisme, lever og kroppsvekt samt tarmflora [140, 216-218]. I fisk er nanopartikler av polystyren vist å vandre gjennom blod-hjernebarrieren og gi adferdsmessige endringer [219-221], men ingen nevrologiske/adferdsmessige effekter ble funnet på rotter [222].

Medisinske forskere har arbeidet med problemstilling rundt slitasjepartikler fra leddproteser siden 1970-tallet, og har opparbeidet en god forståelse av hvilke effekter partiklene har. Den grunnleggende effekten av mikroskopiske partikler som finner veien inn i vev er aktivisering av en type immunceller som kalles makrofager som – dersom partikkelantallet er høyt – initierer en betennelsesreaksjon [149, 192, 203, 206, 223, 224]. Lokalt kan dette føre til svulst-lignende vevsdannelser, og slike «granulomer» er funnet i vev rundt leddproteser, i lungevev som har vært sterkt utsatt for PM_{2.5}, og i tilknytning til brystimplantater. [203, 209, 225-229]. En spesiell effekt i forbindelse med leddproteser er kalt

«partikkelsyke [227]», som innebærer at betennelsesreaksjonen fører til oppløsning av beinvevet rundt protesen slik at denne løsner [206, 230, 231]. Dette er et problem som rammer 10-15 % av pasienter med leddproteser [231, 232]. Reaksjonen er spesifikt knyttet til mikropartiklene; når MP av polyetylen ble lagt inn på skalletaket på mus ble tykkelsen på bensubstansen halvert i løpet av en uke [233]. De immunologiske forholdene rundt disse effektene av slitasjepartikler fra leddproteser er derfor godt studert, inkludert effekter av partikkelstørrelse og materialtype [205, 206, 223, 234-239].

Oppsummert gir forskningen rundt slitasjepartikler et inntrykk av at human vev har høyt toleranse for svært store partikkelmengder av plast (i det minste PE), ettersom mer enn 80 % leddprotesepasienter ikke har noen påvisbar reaksjon på de store mengdene av mikroplast-partikler som blir frigjort fra protesen. De effektene som oppstår er i all hovedsak begrenset til omliggende vev, og det er ikke observert forhøyet kreftrisiko i forbindelse med leddproteser [214]. En gruppe forsøk indikerer at det er slitasjepartiklenes affinitet for endotoksiner (immunologisk aktive komponenter fra bakteriecellevegger) som årsaken til «partikkelsyke» og at «ren» PE ikke har noen vesentlig immunologisk effekt [240-245]. Det siste går langt i å forklare at bare en mindre del av leddprotesepasienter rammes av partikkelsyke og beinoppløsning.

10. Oversikt og vurdering

10.1. Generelt

Verdens plastproduksjon var på 310 millioner tonn i 2014 og kan øke til 33 milliarder tonn per år i 2050 [1, 3, 4]. Selv med en vesentlig bedre håndtering av plastavfall enn det vi har i dag er det uunngåelig at noe av avfallet fra slike mengder med syntetiske polymerer vil ende opp i jordbruksjord, med potensielle effekter for produkter og produktivitet.

10.1.1. Mengder og virkninger av mikroplast i jord

De fleste studier viser høy renseseffekt (over 90 %) for mikroplast i avløpsrenseanlegg [42-45], og sedimentering sammen med annet suspendert materiale er den mest avgjørende mekanismen [33], selv for plastpartikler i nanostørrelse [54]. Det er derfor sannsynlig at med optimalisert renseteknologi, for eksempel membranbioreaktor-prosess, vil det meste av mikroplasten i avløpssvannet havne i avløpsslammet. Sundt et al. [27] rapportert at hovedmengdene av mikroplast som havner i norske avløp trolig er syntetiske fibre fra tekstiler, husstøv og partikler fra dekkslitasje, og antydning at 2-3 % av tørrstoffet i avløpsslam kunne være ulike typer mikroplast, noe som førte til svært høye estimater for potensielle mikroplastforurensning av jordbruksjord [79]. Nyere analyser tyder på at innholdet av mikroplast avløpsslam er i underkant 1 g/kg tørt slam (0,1 %). Legger vi til grunn en fremtidig konsentrasjon på ca. 0,2 %, tilsvarer dette ved ca 4-8 kg MP per daa ved normal bruk av avløpsslam i jordbruket (dvs. 2-4 tonn slam-tørrstoff per daa hvert 10. år). Fordelt i ploglaget gir dette 0,01-0,02 mg MP/kg tørr jord, eller 0,001-0,002 %. Forsøk med tilsetning av mikroplast til jord viser at konsentrasjonen må være 0,1 % eller høyere for å få påvisbare virkninger på plantevekst [58, 116] og jordfauna [16, 101, 123-128], det vil si konsentrasjoner som er i størrelsesorden 100 ganger det normale tilførsel av avløpsslam vil medføre. Et unntak fra dette bildet er syntetiske fibre som i et forsøk viste effekter på plantevekst ned til 0,001 % [14], men det er til nå bare én publisering som antyder dette.

10.1.2. Opptak av mikroplast i planter er lite sannsynlig

Opptak av mikroplast i planter er lite sannsynlig [16], og ingen ser ut til å ha påvist opptak av plastpartikler av mikrometerstørrelse. Egne undersøkelser (upublisert) viste heller ikke opptak av små (1-5 μm) MP tilført rotsonen til planter av flere planteslag. Det finnes i dag ikke analyseteknikk som kan måle mengder av plastpartikler i nanometerstørrelse i jord eller plantemateriale, men eventuelt opptak av så små partikler kan ikke utelukkes. På den andre siden er mengden av andre

mikro-/nanopartikler i jord («svart karbon»; 50-200 tonn per daa [6]) langt høyere enn realistiske mengder av syntetiske/fabrikkerte nanomaterialer, og det virker derfor usannsynlig av planter har vesentlig opptak av partikler i dette størrelsesområdet.

10.1.3. Mikroplast brytes langsomt ned i jord

Nedbryting av plast i naturen skjer ved at UV-stråling, oksygen og fysiske krefter som bryter plasten opp i mindre fragmenter [12, 156]. I jord er både lys og fysisk «abrasjon» i liten grad tilstede, slik at nedbryting av (mikro)plast i jord må forventes å skje svært langsomt [153], og flere studier har vist minimalt (0,0-0,4 %) vekttap av ulike plasttyper i jord over perioder på 1-3 år [65, 157, 158]. Det må derfor forventes at plastpartikler $> 1 \mu\text{m}$ trolig vil bli værende i jord over lang tid [12]. Mikrobiologisk nedbryting av plast er påvist, men det generelle bildet er at det er snakk om svært langsomme prosesser [75, 154]. Mikroplast vil derfor sannsynligvis ha lang levetid i jord mens den sakte brytes ned til mindre partikler [12, 80, 153, 160], og det må tas høyde for at MP over lang tid kan akkumulere til så høye nivåer at det påvirker organismer og biodiversitet [65, 73, 161].

10.1.4. Opptak og effekter mikroplast i dyr og mennesker

Beregninger antyder et gjennomsnittlig opptak av ca. 50.000 mikroplast i året gjennom matvarer, drikke og luft [20], men avsetning av syntetiske fiber og annen MP på mat og medfører trolig inntak av enda større mengder [149, 191]. Det er vist at MP og andre partikler kan tas opp gjennom tarmveggen hos pattedyr [96, 137-140, 149, 194-198] med en opptakssrate på 0,2-2,0 % [96, 199, 200]. Fra ledd-proteser er det påvist frigjøring av MP-partikler i mengder på flere milliarder partikler per år [18]. MP fra tarm, lungevev og proteser kan transporteres i blod og lymfe til ulike organer i kroppen [96, 138-140, 194, 211-214]. Fysiologiske og medisinske effekter av MP er best studert i forbindelse med slitasjepartikler fra proteser, og består i hovedsak i lokale betennelsesreaksjoner for et mindretall av pasientene [192].

10.2. Totalvurdering

En vurdering av hvorvidt mikroplast tilført matjord er et problem for produktivitet og matvaresikkerhet vil i hovedsak måtte ta hensyn til tre faktorer:

1. Er den tilførte mengden av MP gjennom avløpsslam så stor at den vil ha negative effekter på jordbiologi og produktivitet.
2. Tas MP opp av planter i så stor grad at det medfører en vesentlig økning av MP i matvarekjeden.
3. Er de mengder MP som eventuelt kan tilføres matvarekjeden så store at de har potensielle helseeffekter.

Med hensyn til spørsmål 1 viser resultatene som er gjengitt ovenfor at effekter på plantevekst og jordfauna stort sett ikke er påvisbare når MP konsentrasjonen i jord er lavere enn ca. 0,1 % (w/w). De mengdene av MP som nå måles i avløpsslam (< 1 g/kg tørt slam) bare vil føre til konsentrasjoner i jord som er ca. 100 ganger lavere enn dette når slam blir tilført i de mengder som er tillatt i Norge (2-4 tonn tørrstoff per daa). Det er derfor svært lite sannsynlig at MP i avløpsslam vil ha noen vesentlig effekt på jordbiologi og jordproduktivitet på kort og mellomlang sikt. Det må imidlertid tas høyde for at MP har – eller kan ha – svært lang levetid i jord, og at det kan skje en akkumulering over lang tid som kan gi effekter på biologi og produktivitet.

Med hensyn til spørsmål 2 tilsier generell planteanatomi og -fysiologi at planter har sterke barrierer mot opptak av partikulært materiale, og forsøk med mikroplast og andre mikro/nanopartikler at planter i svært liten grad tar opp slike, selv ved eksponering for høye konsentrasjoner. Det er derfor sannsynlig at MP vil i svært liten grad vandre inn i matvarekjeden via opptak i planter, selv om konsentrasjonene skulle bli så høye at jordbiologi og produktivitet blir påvirket.

Med hensyn til spørsmål 3 er det p.t. ikke kjent hvilke konsentrasjoner av MP som har helseeffekter. Forsøk med dyr viser en viss tendens til at partikulært materiale av ulike typer, inkludert mikroplast, kan passere over tarmveggen og transporteres rundt i kroppen i blod- og lymfesystem [96, 138, 139, 199, 200]. Erfaringer med slitasjepartikler av plast fra leddproteser viser at slike partikler kan utløse lokale reaksjoner når konsentrasjonene er høye, men at disse reaksjonene skiller seg lite fra generelle immunologiske reaksjoner på fremmedle-

gemer, og er ikke spesifikke for plast [192, 231]. Undersøkelser viser også at de mengdene av partikler som frigjøres direkte ut i vevet fra leddproteser [18, 22] er langt høyere enn de partikkelmengdene som inntas i mat [20]. Det er også interessant at «slitasjepartikler» av PE tolereres av 80 % eller mer av protesepasientene, og at når slike «slitasjepartikler» fører til reaksjoner er disse lokale og oftest knyttet til selve protesen, og gir ikke andre påvisbare helseeffekter [214]. Andre fagmiljøer må vurdere viktigheten av forskningsresultatene på «slitasjepartikler», men det synes naturlig at disse tas med i vurderinger om helsefarene ved mikroplast.

En totalvurdering av eventuelle virkninger av mikroplast i avløpsslam og jordbruksjord tilsier at mengdene som i dag finnes i og/eller blir tilført jord sannsynligvis ikke vil medføre påvisbare effekter på jordbiologi, jordbruksproduktivitet eller matvaresikkerhet innenfor en relativt lang tidshorisont.

11. REFERANSER

1. Waring, R.H., R.M. Harris, and S.C. Mitchell, *Plastic contamination of the food chain: A threat to human health?* Maturitas, 2018. **115**: p. 64-68.
2. Geyer, R., J.R. Jambeck, and K.L. Law, *Production, use, and fate of all plastics ever made.* Science Advances, 2017. **3**(7): p. e1700782.
3. Rochman, C.M., et al., *Policy: Classify plastic waste as hazardous.* Nature, 2013. **494**(7436): p. 169-171.
4. Horton, A.A., et al., *Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities.* Science of The Total Environment, 2017. **586**: p. 127-141.
5. Boucher, J. and D. Friot, *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources.* 2017, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Gland, Switzerland. p. 43pp.
6. Ng, E.-L., et al., *An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems.* Science of The Total Environment, 2018. **627**: p. 1377-1388.
7. Rillig, M.C., *Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?* Environmental Science & Technology, 2012. **46**(12): p. 6453-6454.
8. Zubris, K.A.V. and B.K. Richards, *Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge.* Environmental Pollution, 2005. **138**(2): p. 201-211.
9. Fendall, L.S. and M.A. Sewell, *Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers.* Marine Pollution Bulletin, 2009. **58**(8): p. 1225-1228.
10. Browne, M.A., et al., *Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks.* Environmental Science & Technology, 2011. **45**(21): p. 9175-9179.
11. Ziajahromi, S., et al., *Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics.* Water Research, 2017. **112**: p. 93-99.
12. Bläsing, M. and W. Amelung, *Plastics in soil: Analytical methods and possible sources.* Science of The Total Environment, 2018. **612**(Supplement C): p. 422-435.
13. Nizzetto, L., M. Futter, and S. Langaas, *Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin?* Environmental Science and Technology, 2016. **50**(20): p. 10777-10779.
14. Gao, H., et al., *Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: A meta-analysis.* Science of The Total Environment, 2019. **651**: p. 484-492.
15. Steinmetz, Z., et al., *Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation?* Science of The Total Environment, 2016. **550**: p. 690-705.
16. Hurley, R.R. and L. Nizzetto, *Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks.* Current Opinion in Environmental Science & Health, 2018. **1**: p. 6-11.
17. EFSA, *Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood.* EFSA Journal, 2016. **14**(6): p. e04501.
18. McKellop, H.A., et al., *The origin of submicron polyethylene wear debris in total hip arthroplasty.* Clin Orthop Relat Res, 1995(311): p. 3-20.
19. VKM, et al., *Microplastics; occurrence, levels and implications for environment and human health related to food.* 2019, Vitenskapskomiteen for mat og miljø (Norwegian Scientific Committee for Food and Environment).
20. Cox, K.D., et al., *Human Consumption of Microplastics.* Environmental Science & Technology, 2019.
21. Hernandez, L.M., et al., *Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea.* Environmental Science & Technology, 2019.
22. Savio, J.A., L.M. Overcamp, and J. Black, *Size and shape of biomaterial wear debris.* Clinical Materials, 1994. **15**(2): p. 101-147.
23. Moore, C.J., *Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat.* Environmental Research, 2008. **108**(2): p. 131-139.
24. Hartmann, N.B., et al., *Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris.* Environmental Science & Technology, 2019. **53**(3): p. 1039-1047.
25. SAPEA, *A scientific perspective on microplastics in nature and society.* 2019, Science Advice for Policy by European Academies consortium p. 176.
26. Kelly, M.R., et al., *Importance of water-volume on the release of microplastic fibers from laundry.* Environmental Science & Technology, 2019.
27. Sundt, P., P.-E. Schulze, and F. Syversen, *Sources of microplastic-pollution to the marine environment,* N.E. Agency, Editor. 2014: Oslo.
28. Åström, L., *Shedding of synthetic microfibers from textiles,* in *Institutionen för biologi och miljövetenskap.* 2016, Göteborgs universitet: Gothenburg. p. 35.

29. Salvador Cesa, F., A. Turra, and J. Baroque-Ramos, *Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings*. Science of The Total Environment, 2017. **598**: p. 1116-1129.
30. Hartline, N.L., et al., *Microfiber Masses Recovered from Conventional Machine Washing of New or Aged Garments*. Environmental Science & Technology, 2016. **50**(21): p. 11532-11538.
31. Napper, I.E. and R.C. Thompson, *Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions*. Marine Pollution Bulletin, 2016. **112**(1): p. 39-45.
32. Pirc, U., et al., *Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing*. Environmental Science and Pollution Research, 2016. **23**(21): p. 22206-22211.
33. Schmiedgruber, M., R. Hufenus, and D.M. Mitrano, *Mechanistic understanding of microplastic fiber fate and sampling strategies: Synthesis and utility of metal doped polyester fibers*. Water Research, 2019. **155**: p. 423-430.
34. Sillanpaa, M. and P. Sainio, *Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings*. Environ Sci Pollut Res Int, 2017. **24**(23): p. 19313-19321.
35. Hernandez, E., B. Nowack, and D.M. Mitrano, *Polyester textiles as a source of microplastics from households: A mechanistic study to understand microfiber release during washing*. Environmental Science & Technology, 2017. **51**(12): p. 7036-7046.
36. Lassen, C., et al., *Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. . 2015, Danish Environmental Protection Agency: Copenhagen.
37. Norén, F. and L. Naustvoll, *Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak*. Vol. 2779. 2010: Klima- og forurensningsdirektoratet, Norway. 1-20.
38. Essel, R., et al., *Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland*. 2015, Umweltbundesamt, Köln.
39. Vogelsang, C., et al., *Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures*. 2018, Norwegian Environment Agency. p. 174.
40. Carr, S.A., J. Liu, and A.G. Tesoro, *Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants*. Water Research, 2016. **91**: p. 174-182.
41. Edo, C., et al., *Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge*. Environmental Pollution, 2020. **259**: p. 113837.
42. Talvitie, J., et al., *Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies*. Water Research, 2017. **123**: p. 401-407.
43. Mintenig, S.M., et al., *Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging*. Water Research, 2017. **108**: p. 365-372.
44. Murphy, F., et al., *Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment*. Environmental Science & Technology, 2016. **50**(11): p. 5800-5808.
45. Magnusson, K. and F. Norén, *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant*. IVL Report C, 2014.
46. Magni, S., et al., *The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant*. Science of The Total Environment, 2019. **652**: p. 602-610.
47. Talvitie, J., et al., *Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea*. Water Science and Technology, 2015 No paper. **72**(9): p. 1495-1504.
48. Talvitie, J., et al., *How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant*. Water Research, 2017. **109**: p. 164-172.
49. Eriksen, M., et al., *Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes*. Marine Pollution Bulletin, 2013. **77**(1-2): p. 177-182.
50. Zhao, S., et al., *Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution*. Marine Pollution Bulletin, 2014. **86**(1): p. 562-568.
51. da Costa, J.P., et al., *(Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects*. Science of The Total Environment, 2016. **566-567**: p. 15-26.
52. Pivokonsky, M., et al., *Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water*. Science of The Total Environment, 2018. **643**: p. 1644-1651.
53. Novotna, K., et al., *Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs*. Science of The Total Environment, 2019. **667**: p. 730-740.

54. Mitrano, D.M., et al., *Synthesis of metal-doped nanoplastics and their utility to investigate fate and behaviour in complex environmental systems*. Nature Nanotechnology, 2019. **14**(4): p. 362-368.
55. Hoellein, T., et al., *Anthropogenic Litter in Urban Freshwater Ecosystems: Distribution and Microbial Interactions*. PLOS ONE, 2014. **9**(6): p. e98485.
56. Yan, C., W. He, and N. Turner, *Plastic-film mulch in Chinese agriculture: Importance and problems*. World Agriculture 2014, 2014. **4**(2): p. 32-36.
57. Liu, E.K., W.Q. He, and C.R. Yan, 'White revolution' to 'white pollution'—agricultural plastic film mulch in China. Environmental Research Letters, 2014. **9**(9): p. 091001.
58. Qi, Y., et al., *Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (Triticum aestivum) growth*. Science of The Total Environment, 2018. **645**: p. 1048-1056.
59. Espi, E., et al., *Plastic films for agricultural applications*. J Plast Film Sheeting, 2006. **22**: p. 85-102.
60. Scarascia-Mugnozza, G., C. Sica, and G. Russo, *Plastic materials in European agriculture: Actual use and perspectives*. Journal of Agricultural Engineering, 2011. **42**(3): p. 15-28.
61. Zhu, D., et al., *Trophic predator-prey relationships promote transport of microplastics compared with the single Hypoaspis aculeifer and Folsomia candida*. Environmental Pollution, 2018. **235**: p. 150-154.
62. Brodhagen, M., et al., *Policy considerations for limiting unintended residual plastic in agricultural soils*. Environmental Science & Policy, 2017. **69**: p. 81-84.
63. Blasing, M. and W. Amelung, *Plastics in soil: Analytical methods and possible sources*. Sci Total Environ, 2018. **612**: p. 422-435.
64. Zhang, D., et al., *The status and distribution characteristics of residual mulching film in Xinjiang, China*. Journal of Integrative Agriculture, 2016. **15**(11): p. 2639-2646.
65. He, D., et al., *Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks*. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2018. **109**: p. 163-172.
66. Stöven, K., F. Jacobs, and E. Schnug, *Mikroplastik: Ein selbstverschuldetes Umweltproblem im Plastikzeitalter*. Journal für Kulturpflanzen, 2015. **67**(7): p. 241-250.
67. Duis, K. and A. Coors, *Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects*. Environmental Sciences Europe, 2016. **28**(1): p. 2.
68. Dong, H., et al., *Determining time limits of continuous film mulching and examining residual effects on cotton yield and soil properties*. Journal of Environmental Biology, 2015. **36**: p. e677-e684.
69. Xie, H., Y. Li, and S. Yang, *Influence of residual plastic film on soil structure, crop growth and development in fields*. Journal of Agro-Environment Science, 2007. **26**: p. 153-156.
70. Hann, S., et al., *Bio-based and biodegradable plastics*, T.N.E. Agency, Editor. 2018, The Norwegian Environment Agency. p. 74.
71. Sintim, H.Y. and M. Flury, *Is biodegradable plastic mulch the solution to agriculture's plastic problem?* Environmental Science & Technology, 2017. **51**(3): p. 1068-1069.
72. Habib, D., D. Locke, and L. J. Cannone, *Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents*. Water Air and Soil Pollution, 1998. **103**: p. 1-8.
73. Chae, Y. and Y.-J. An, *Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review*. Environmental Pollution, 2018. **240**: p. 387-395.
74. Bianchini, A., et al., *Sewage sludge management in Europe: a critical analysis of data quality*. International Journal of Environment and Waste Management, 2016. **18**(3): p. 226-238.
75. Mahon, A.M., et al., *Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment*. Environmental Science & Technology, 2017. **51**(2): p. 810-818.
76. Lusher, A.L., et al., *Mapping microplastics in sludge*. 2017, Norwegian Institute for Water Research/Miljødirektoratet. p. 55.
77. Ljung, E., et al., *Mikroplaster i kretsloppet*. 2018, Svensk Vatten Utveckling. p. 48.
78. van Sebille, E., et al., *A global inventory of small floating plastic debris*. Environmental Research Letters, 2015. **10**(12): p. 124006.
79. Nizzetto, L., S. Langaas, and M. Futter, *Pollution: Do microplastics spill on to farm soils?* Nature, 2016. **537**: p. 488.
80. Kyrikou, I. and D. Briassoulis, *Biodegradation of agricultural plastic films: A critical review*. Journal of Polymers and the Environment, 2007. **15**(2): p. 125-150.
81. Weithmann, N., et al., *Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment*. Science Advances, 2018. **4**(4): p. eaap8060.
82. Clayton, G.W., et al., *Polymer seed coating of early- and late-fall-seeded herbicide-tolerant canola (Brassica napus L.) cultivars*. Canadian Journal of Plant Science, 2004. **84**(4): p. 971-979.

83. Hurley, R., J. Woodward, and J.J. Rothwell, *Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding*. Nature Geoscience, 2018. **11**(4): p. 251-257.
84. Corcoran, E., et al., *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment.*, ed. U.-H. United Nations Environment Programme. 2010, Arendal, Norway: GRID-Arendal.
85. Majewsky, M., et al., *Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC)*. Science of The Total Environment, 2016. **568**: p. 507-511.
86. Dümichen, E., et al., *Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method*. Chemosphere, 2017. **174**: p. 572-584.
87. Elert, A.M., et al., *Comparison of different methods for MP detection: What can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters?* Environmental Pollution, 2017. **231**: p. 1256-1264.
88. Fuller, S. and A. Gautam, *A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction*. Environmental Science & Technology, 2016. **50**(11): p. 5774-5780.
89. Zhang, S., et al., *A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil*. Science of The Total Environment, 2018. **616-617**: p. 1056-1065.
90. Hurley, R.R., et al., *Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices*. Environmental Science & Technology, 2018. **52**(13): p. 7409-7417.
91. Zhang, G.S. and Y.F. Liu, *The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China*. Science of The Total Environment, 2018. **642**: p. 12-20.
92. Liu, M., et al., *Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China*. Environmental Pollution, 2018. **242**: p. 855-862.
93. Scheurer, M. and M. Bigalke, *Microplastics in Swiss floodplain soils*. Environ Sci Technol, 2018. **52**(6): p. 3591-3598.
94. Hernandez, L.M., N. Yousefi, and N. Tufenkji, *Are there nanoplastics in your personal care products?* Environmental Science & Technology Letters, 2017. **4**(7): p. 280-285.
95. Koelmans, A.A., E. Besseling, and W.J. Shim, *Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review*, in *Marine Anthropogenic Litter*, M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages, Editors. 2015, Springer International Publishing: Cham. p. 325-340.
96. Revel, M., A. Châtel, and C. Mouneyrac, *Micro(nano)plastics: A threat to human health?* Current Opinion in Environmental Science & Health, 2018. **1**: p. 17-23.
97. Lambert, S. and M. Wagner, *Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene*. Chemosphere, 2016. **145**: p. 265-268.
98. Huerta Lwanga, E., et al., *Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration*. Science of The Total Environment, 2018. **624**: p. 753-757.
99. Hodson, M.E., et al., *Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates*. Environmental Science and Technology, 2017. **51**(8): p. 4714-4721.
100. Liu, H., et al., *Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil*. Chemosphere, 2017. **185**: p. 907-917.
101. Rillig, M.C., L. Ziersch, and S. Hempel, *Microplastic transport in soil by earthworms*. Scientific Reports, 2017. **7**(1): p. 1362.
102. Chen, H., *Synergistic effects of microplastic and glyphosate on soil microbial activities in Chinese loess soil*, in *Soil Physics and Land Management Group*. 2016, Wageningen Wageningen p. 29.
103. Zhou, Q., et al., *The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea*. Geoderma, 2018. **322**: p. 201-208.
104. Huerta Lwanga, E., et al., *Incorporation of microplastics from litter into burrows of Lumbricus terrestris*. Environmental Pollution, 2017. **220**, **Part A**: p. 523-531.
105. Yu, M., et al., *Leaching of microplastics by preferential flow in earthworm Lumbricus terrestris burrows*. Environmental Chemistry, 2019. **16**(1): p. 31-40.
106. O'Connor, D., et al., *Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles*. Environmental Pollution, 2019. **249**: p. 527-534.
107. Rezaei, M., et al., *Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics*. Science of The Total Environment, 2019. **669**: p. 273-281.

108. Bol, R., et al., *Dissolved and colloidal phosphorus fluxes in forest ecosystems—an almost blind spot in ecosystem research*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2016. **179**(4): p. 425-438.
109. Rillig, M.C., *Microplastic disguising as soil carbon storage*. Environmental Science & Technology, 2018. **52**(11): p. 6079-6080.
110. Wan, Y., et al., *Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil*. Science of The Total Environment, 2019. **654**: p. 576-582.
111. de Souza Machado, A.A., et al., *Impacts of microplastics on the soil biophysical environment*. Environmental Science & Technology, 2018. **52**(17): p. 9656-9665.
112. Schwab, F., et al., *Barriers, pathways and processes for uptake, translocation and accumulation of nanomaterials in plants--Critical review*. Nanotoxicology, 2016. **10**(3): p. 257-78.
113. Jiang, X., et al., *Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant Vicia faba*. Environmental Pollution, 2019. **250**: p. 831-838.
114. Smith, M., *Do microplastic residuals in municipal compost bioaccumulate in plant tissue?*, in Faculty of Social and Applied Sciences. 2018, Royal Roads University: Victoria, British Columbia, Canada. p. 56.
115. Rillig, M.C., et al., *Microplastic effects on plants*. New Phytologist, 2019. **0**(0).
116. Boots, B., C.W. Russell, and D.S. Green, *Effects of microplastics in soil ecosystems: Above and below ground*. Environmental Science & Technology, 2019.
117. Bosker, T., et al., *Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant Lepidium sativum*. Chemosphere, 2019. **226**: p. 774-781.
118. Wang, J., et al., *Effects of plastic film residues on occurrence of phthalates and microbial activity in soils*. Chemosphere, 2016. **151**: p. 171-177.
119. Zhang, M., et al., *Microplastics from mulching film is a distinct habitat for bacteria in farmland soil*. Science of The Total Environment, 2019. **688**: p. 470-478.
120. Huang, Y., et al., *LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil*. Environmental Pollution, 2019. **254**: p. 112983.
121. Rillig, M.C. and M. Bonkowski, *Microplastic and soil protists: A call for research*. Environmental Pollution, 2018. **241**: p. 1128-1131.
122. Rillig, M.C., et al., *Evolutionary implications of microplastics for soil biota*. Environmental Chemistry, 2019. **16**(1): p. 3-7.
123. Huerta Lwanga, E., et al., *Microplastics in the terrestrial ecosystem: Implications for Lumbricus terrestris (Oligochaeta, Lumbricidae)*. Environmental Science & Technology, 2016. **50**(5): p. 2685-2691.
124. Cao, D., et al., *Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2017. **61**: p. 012148.
125. Rodriguez-Seijo, A., et al., *Histopathological and molecular effects of microplastics in Eisenia andrei Bouché*. Environmental Pollution, 2017. **220**: p. 495-503.
126. Lahive, E., et al., *Microplastic particles reduce reproduction in the terrestrial worm Enchytraeus crypticus in a soil exposure*. Environmental Pollution, 2019: p. 113174.
127. Rodriguez-Seijo, A., et al., *Oxidative stress, energy metabolism and molecular responses of earthworms (Eisenia fetida) exposed to low-density polyethylene microplastics*. Environ Sci Pollut Res Int, 2018. **25**(33): p. 33599-33610.
128. Wang, J., et al., *Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm Eisenia fetida in soil*. Environmental Pollution, 2019. **249**: p. 776-784.
129. Huerta Lwanga, E., et al., *Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain*. Sci Rep, 2017. **7**(1): p. 14071.
130. Jemec Kokalj, A., et al., *Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods*. Science of The Total Environment, 2018. **615**: p. 761-766.
131. Kiyama, Y., K. Miyahara, and Y. Ohshima, *Active uptake of artificial particles in the nematode Caenorhabditis elegans*. The Journal of Experimental Biology, 2012. **215**(7): p. 1178.
132. Song, Y., et al., *Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (Achatina fulica) after soil exposure*. Environmental Pollution, 2019. **250**: p. 447-455.
133. Zhao, L., et al., *Transgenerational toxicity of nanopolystyrene particles in the range of $\mu\text{g L}^{-1}$ in the nematode Caenorhabditis elegans*. Environmental Science: Nano, 2017. **4**(12): p. 2356-2366.
134. Ju, H., D. Zhu, and M. Qiao, *Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, Folsomia candida*. Environmental Pollution, 2019. **247**: p. 890-897.

135. Kim, S.W. and Y.-J. An, *Soil microplastics inhibit the movement of springtail species*. Environment International, 2019. **126**: p. 699-706.
136. Zhu, D., et al., *Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition*. Soil Biology and Biochemistry, 2018. **116**: p. 302-310.
137. Carr, K.E., et al., *Morphological aspects of interactions between microparticles and mammalian cells: intestinal uptake and onward movement*. Progress in Histochemistry and Cytochemistry, 2012. **46**(4): p. 185-252.
138. Volkheimer, G., *Passage of particles through the wall of the gastrointestinal tract*. Environmental Health Perspectives, 1974. **9**: p. 215-225.
139. Volkheimer, G., *Hematogenous dissemination of ingested polyvinyl chloride particles*. Ann N Y Acad Sci, 1975. **246**: p. 164-71.
140. Deng, Y., et al., *Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure*. Scientific Reports, 2017. **7**: p. 46687.
141. Hauser, R. and A.M. Calafat, *Phthalates and human health*. Occupational and Environmental Medicine, 2005. **62**(11): p. 806.
142. Wang, J., et al., *Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film*. Environmental Pollution, 2013. **180**: p. 265-273.
143. Kong, S., et al., *Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China*. Environmental Pollution, 2012. **170**: p. 161-168.
144. Ramos, L., et al., *Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina*. Science of The Total Environment, 2015. **523**: p. 74-81.
145. Hüffer, T., et al., *Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil*. Science of The Total Environment, 2019. **657**: p. 242-247.
146. Yang, X., et al., *Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil*. Environmental Pollution, 2018. **242**: p. 338-347.
147. Gaylor, M.O., E. Harvey, and R.C. Hale, *Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) accumulation by earthworms (Eisenia fetida) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and penta-BDE-amended soils*. Environmental Science & Technology, 2013. **47**(23): p. 13831-13839.
148. Wang, H.-T., et al., *Exposure to microplastics lowers arsenic accumulation and alters gut bacterial communities of earthworm Metaphire californica*. Environmental Pollution, 2019. **251**: p. 110-116.
149. Rist, S., et al., *A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics*. Science of The Total Environment, 2018. **626**: p. 720-726.
150. Zimmermann, L., et al., *Benchmarking the in vitro toxicity and chemical composition of plastic consumer products*. Environmental Science & Technology, 2019.
151. Gyllenhammar, I., et al., *4-Nonylphenol and bisphenol A in Swedish food and exposure in Swedish nursing women*. Environment International, 2012. **43**: p. 21-28.
152. Teuten, E.L., et al., *Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife*. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci, 2009. **364**(1526): p. 2027-45.
153. Krueger, M.C., H. Harms, and D. Schlosser, *Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics*. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015. **99**(21): p. 8857-8874.
154. Restrepo-Flórez, J.-M., A. Bassi, and M.R. Thompson, *Microbial degradation and deterioration of polyethylene – A review*. International Biodeterioration & Biodegradation, 2014. **88**: p. 83-90.
155. Barnes, D.K.A., et al., *Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 2009. **364**(1526): p. 1985-1998.
156. Song, Y.K., et al., *Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type*. Environmental Science & Technology, 2017. **51**(8): p. 4368-4376.
157. Albertsson, A.C., *The shape of the biodegradation curve for low and high density polyethenes in prolonged series of experiments*. European Polymer Journal, 1980. **16**(7): p. 623-630.
158. Arkatkar, A., et al., *Degradation of untreated and thermally pretreated polypropylene by soil consortia*. International Biodeterioration & Biodegradation, 2009. **63**(1): p. 106-111.
159. Schettini, E., L. Stefani, and G. Vox, *Interaction between agrochemical contaminants and UV stabilizers for greenhouse EVA plastic films*. Applied Engineering in Agriculture, 2014. **30**(2): p. 229-239.

160. Feuilleley, P., et al., *Degradation of polyethylene designed for agricultural purposes*. Journal of Polymers and the Environment, 2005. **13**: p. 349-355.
161. de Souza Machado, A.A., et al., *Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems*. Global Change Biology, 2018. **24**(4): p. 1405-1416.
162. Yang, J., et al., *Evidence of polyethylene biodegradation by bacterial strains from the guts of plastic-eating waxworms*. Environmental Science & Technology, 2014. **48**(23): p. 13776-13784.
163. Yang, Y., et al., *Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 1. Chemical and physical characterization and isotopic tests*. Environmental Science & Technology, 2015. **49**(20): p. 12080-12086.
164. Yang, Y., et al., *Biodegradation and mineralization of polystyrene by plastic-eating mealworms: Part 2. Role of gut microorganisms*. Environmental Science & Technology, 2015. **49**(20): p. 12087-12093.
165. Yoshida, S., et al., *A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)*. Science, 2016. **351**(6278): p. 1196.
166. Bombelli, P., C.J. Howe, and F. Bertocchini, *Polyethylene bio-degradation by caterpillars of the wax moth Galleria mellonella*. Curr Biol, 2017. **27**(8): p. R292-r293.
167. Park, S.Y. and C.G. Kim, *Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site*. Chemosphere, 2019. **222**: p. 527-533.
168. Velrajan, M., A. Siddiq, and N. Andrew.S, *Analysis of Polyethylene Degrading Potentials of Microorganisms Isolated From Compost Soil*. 2012.
169. Chen, Z., et al., *Enhanced in situ biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology*. Journal of Hazardous Materials, 2019: p. 121271.
170. Sforzini, S., et al., *Application of biotests for the determination of soil ecotoxicity after exposure to biodegradable plastics*. Frontiers in Environmental Science, 2016. **4**(68).
171. Moreno, M.M., et al., *Deterioration pattern of six biodegradable, potentially low-environmental impact mulches in field conditions*. Journal of Environmental Management, 2017. **200**: p. 490-501.
172. Vajihinejad, V., et al., *Water soluble polymer flocculants: Synthesis, characterization, and performance assessment*. Macromolecular Materials and Engineering, 2019. **304**(2): p. 1800526.
173. Sojka, R.E., et al., *Polyacrylamide in agriculture and environmental land management*, in *Advances in Agronomy*, D.L. Sparks, Editor. 2007, Academic Press. p. 75-162.
174. Xiong, B., et al., *Polyacrylamide degradation and its implications in environmental systems*. npj Clean Water, 2018. **1**(1): p. 17.
175. Guezennec, A.G., et al., *Transfer and degradation of polyacrylamide-based flocculants in hydrosystems: a review*. Environ Sci Pollut Res Int, 2015. **22**(9): p. 6390-406.
176. Guezennec, A.G., et al., *Microbial aerobic and anaerobic degradation of acrylamide in sludge and water under environmental conditions--case study in a sand and gravel quarry*. Environ Sci Pollut Res Int, 2015. **22**(9): p. 6440-51.
177. Shanker, R., C. Ramakrishna, and P.K. Seth, *Microbial degradation of acrylamide monomer*. Arch Microbiol, 1990. **154**(2): p. 192-8.
178. Hogg, R., *Bridging Flocculation by Polymers*. KONA Powder and Particle Journal, 2013. **30**: p. 3-14.
179. Gregory, J. and S. Barany, *Adsorption and flocculation by polymers and polymer mixtures*. Advances in Colloid and Interface Science, 2011. **169**(1): p. 1-12.
180. Yu, F., Fu, R., Xie, Y. and Chen, W., , *Isolation and characterization of polyacrylamide-degrading bacteria from dewatered sludge*. Int. J. Environ. Res. Public Health, 2015. **12**(4): p. 4214-30.
181. Dai, X., et al., *Biodegradation of polyacrylamide by anaerobic digestion under mesophilic condition and its performance in actual dewatered sludge system*. Bioresour Technol, 2014. **153**: p. 55-61.
182. Entry, J.A., R.E. Sojka, and B.J. Hicks, *Carbon and nitrogen stable isotope ratios can estimate anionic polyacrylamide degradation in soil*. Geoderma, 2008. **145**(1): p. 8-16.
183. Chang, L.L., D.L. Raudenbush, and S.K. Dentel, *Aerobic and anaerobic biodegradability of a flocculant polymer*. Water Science and Technology, 2001. **44**(2-3): p. 461-468.
184. Chu, C.P., et al., *Anaerobic digestion of polyelectrolyte flocculated waste activated sludge*. Chemosphere, 2003. **53**(7): p. 757-64.
185. Wang, D., et al., *Understanding the impact of cationic polyacrylamide on anaerobic digestion of waste activated sludge*. Water Res, 2018. **130**: p. 281-290.
186. Dris, R., et al., *A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments*. Environmental Pollution, 2017. **221**: p. 453-458.

187. Gasperi, J., et al., *Microplastics in air: Are we breathing it in?* Current Opinion in Environmental Science & Health, 2018. **1**: p. 1-5.
188. LEAHY, S. *Microplastics are raining down from the sky*. 2019 APRIL 15, 2019; Available from: <https://www.nationalgeographic.com/environment/2019/04/microplastics-pollution-falls-from-air-even-mountains/>.
189. Lu, D. *Pristine mountains are being littered with microplastics from the air*. New Scientist 2019 April 15, 2019; Available from: <https://www.newscientist.com/article/2199455-pristine-mountains-are-being-littered-with-microplastics-from-the-air/>.
190. Prata, J.C., *Airborne microplastics: Consequences to human health?* Environmental Pollution, 2018. **234**: p. 115-126.
191. Catarino, A.I., et al., *Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal*. Environmental Pollution, 2018. **237**: p. 675-684.
192. Hallab, N.J. and J.J. Jacobs, *Biologic effects of implant debris*. Bull NYU Hosp Jt Dis, 2009. **67**(2): p. 182-8.
193. Mjöberg, B., *Does particle disease really exist?* Acta orthopaedica, 2018. **89**(1): p. 130-132.
194. Hussain, N., V. Jaitley, and A.T. Florence, *Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics*. Advanced Drug Delivery Reviews, 2001. **50**(1): p. 107-142.
195. Schmidt, C., et al., *Nano- and microscaled particles for drug targeting to inflamed intestinal mucosa—A first in vivo study in human patients*. Journal of Controlled Release, 2013. **165**(2): p. 139-145.
196. Jani, P., et al., *Nanoparticle uptake by the rat gastrointestinal mucosa: Quantitation and particle size dependency*. Journal of Pharmacy and Pharmacology, 1990. **42**(12): p. 821-826.
197. Doyle-McCullough, M., et al., *Factors influencing intestinal microparticle uptake in vivo*. International Journal of Pharmaceutics, 2007. **335**(1): p. 79-89.
198. Gratton, S.E., et al., *The effect of particle design on cellular internalization pathways*. Proc Natl Acad Sci U S A, 2008. **105**(33): p. 11613-8.
199. Walczak, A.P., *Development of an integrated in vitro model for the prediction of oral bioavailability of nanoparticles*. 2015, Wageningen University: Wageningen.
200. Kulkarni, S.A. and S.S. Feng, *Effects of particle size and surface modification on cellular uptake and biodistribution of polymeric nanoparticles for drug delivery*. Pharm Res, 2013. **30**(10): p. 2512-22.
201. Schneider, T., et al., *Ubiquitous fiber exposure in selected sampling sites in Europe*. Scandinavian Journal of Work, Environment & Health, 1996(4): p. 274-284.
202. Pauly, J.L., et al., *Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue*. Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention, 1998. **7**(5): p. 419.
203. Feng, S., et al., *The health effects of ambient PM2.5 and potential mechanisms*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016. **128**: p. 67-74.
204. Richards, L., et al., *Identification of nanometre-sized ultra-high molecular weight polyethylene wear particles in samples retrieved in vivo*. J Bone Joint Surg Br, 2008. **90**(8): p. 1106-13.
205. McKellop, H., et al., *Development of an extremely wear-resistant ultra high molecular weight polyethylene for total hip replacements*. Journal of Orthopaedic Research, 1999. **17**(2): p. 157-167.
206. Howie, D.W., et al., *Periprosthetic osteolysis after total hip replacement: molecular pathology and clinical management*. Inflammopharmacology, 2013. **21**(6): p. 389-96.
207. Tipper, J.L., et al., *Isolation and characterization of UHMWPE wear particles down to ten nanometers in size from in vitro hip and knee joint simulators*. J Biomed Mater Res A, 2006. **78**(3): p. 473-80.
208. Suñer, S., J.L. Tipper, and N. Emami, *Biological effects of wear particles generated in total joint replacements: trends and future prospects*. Tribology – Materials, Surfaces & Interfaces, 2012. **6**(2): p. 39-52.
209. Hallab, N.J., L. Samelko, and D. Hammond, *The inflammatory effects of breast implant particulate shedding: Comparison with orthopedic implants*. Aesthet Surg J, 2019. **39**(Supplement_1): p. S36-s48.
210. Triebskorn, R., et al., *Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review*. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2019. **110**: p. 375-392.
211. Lura, C. and A.N. Olsen. *Ny norsk forskning viser at fisk og fugl tar mikroplast opp i kroppen*. 2019 [cited 2019; Available from: <https://www.nrk.no/hordaland/ny-norsk-forskning-viser-at-fisk-og-fugl-tar-mikroplast-opp-i-kroppen-1.14777838>].
212. Urban, R.M., et al., *Dissemination of Wear Particles to the Liver, Spleen, and Abdominal Lymph Nodes of Patients with Hip or Knee Replacement**. JBJS, 2000. **82**(4): p. 457.

213. Doorn, P.F., P.A. Campbell, and H.C. Amstutz, *Metal versus polyethylene wear particles in total hip replacements: A review*. Clinical Orthopaedics and Related Research (1976-2007), 1996. **329**: p. S206-S216.
214. Hicks, D.G., et al., *Granular histiocytosis of pelvic lymph nodes following total hip arthroplasty. The presence of wear debris, cytokine production, and immunologically activated macrophages*. J Bone Joint Surg Am, 1996. **78**(4): p. 482-96.
215. Schirinzi, G.F., et al., *Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells*. Environ Res, 2017. **159**: p. 579-587.
216. Lu, L., et al., *Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice*. Science of The Total Environment, 2018. **631-632**: p. 449-458.
217. Jin, Y., et al., *Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice*. Science of The Total Environment, 2019. **649**: p. 308-317.
218. Lu, Y., et al., *Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (Danio rerio) and toxic effects in liver*. Environmental Science & Technology, 2016. **50**(7): p. 4054-4060.
219. Cedervall, T., et al., *Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish*. PLOS ONE, 2012. **7**(2): p. e32254.
220. Mattsson, K., et al., *Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain*. Sci Rep, 2017. **7**(1): p. 11452.
221. Mattsson, K., L.A. Hansson, and T. Cedervall, *Nano-plastics in the aquatic environment*. Environ. Sci.: Processes Impacts, 2015. **17**(10): p. 1712-1721.
222. Rafiee, M., et al., *Neurobehavioral assessment of rats exposed to pristine polystyrene nanoplastics upon oral exposure*. Chemosphere, 2018. **193**: p. 745-753.
223. Kandahari, A.M., et al., *A review of UHMWPE wear-induced osteolysis: the role for early detection of the immune response*. Bone Res, 2016. **4**: p. 16014.
224. Maitra, R., et al., *Endosomal damage and TLR2 mediated inflammasome activation by alkane particles in the generation of aseptic osteolysis*. Molecular immunology, 2009. **47**(2-3): p. 175-184.
225. Griffiths, H.J., J. Burke, and T.A. Bonfiglio, *Granulomatous pseudotumors in total joint replacement*. Skeletal Radiol, 1987. **16**(2): p. 146-52.
226. Quigley, L., S. Sprague, and M. Bhandari. *Pseudotumors following total hip and knee arthroplasty* JointEvidence 2010; 4:[Available from: <http://www.mcminncentre.co.uk/pdf/pseudotumors-total-hip-knee-arthroplasty.pdf>.
227. Gallo, J., et al., *Particle disease. A comprehensive theory of periprosthetic osteolysis: a review*. Biomed Pap Med Fac Univ Palacky Olomouc Czech Repub, 2002. **146**(2): p. 21-8.
228. Shin, Y.-S., T.-W. Jung, and S.-B. Han, *Vaginal mass following uncemented total hip arthroplasty*. Indian journal of orthopaedics, 2014. **48**(6): p. 628-630.
229. Williams, G.T. and W.J. Williams, *Granulomatous inflammation--a review*. Journal of clinical pathology, 1983. **36**(7): p. 723-733.
230. Nine, M.J., et al., *Wear debris characterization and corresponding biological response: Artificial hip and knee joints*. Materials (Basel), 2014. **7**(2): p. 980-1016.
231. Cobelli, N., et al., *Mediators of the inflammatory response to joint replacement devices*. Nature Reviews Rheumatology, 2011. **7**: p. 600.
232. Sundfeldt, M., et al., *Aseptic loosening, not only a question of wear: a review of different theories*. Acta Orthop, 2006. **77**(2): p. 177-97.
233. Ormsby, R.T., et al., *Evidence that osteocyte perilacunar remodelling contributes to polyethylene wear particle induced osteolysis*. Acta Biomaterialia, 2016. **33**: p. 242-251.
234. Moran, M.M., et al., *Arthrotomy-based preclinical models of particle-induced osteolysis: A systematic review*. J Orthop Res, 2017. **35**(12): p. 2595-2605.
235. Bitar, D. and J. Parvizi, *Biological response to prosthetic debris*. World J Orthop, 2015. **6**(2): p. 172-89.
236. Seppänen, M., et al., *High revision rate for large-head metal-on-metal tha at a mean of 7.1 years: A registry study*. Clinical orthopaedics and related research, 2018. **476**(6): p. 1223-1230.
237. Goodman, S.B., E. Gibon, and Z. Yao, *The basic science of periprosthetic osteolysis*. Instr Course Lect, 2013. **62**: p. 201-6.
238. Illgen, R.L., 2nd, et al., *Highly crosslinked vs conventional polyethylene particles--an in vitro comparison of biologic activities*. J Arthroplasty, 2008. **23**(5): p. 721-31.
239. Baxter, R.M., et al., *Characteristics of highly cross-linked polyethylene wear debris in vivo*. Journal of Biomedical Materials Research Part B: Applied Biomaterials, 2013. **101B**(3): p. 467-475.

- 240. Cho, D.R., et al., *The role of adsorbed endotoxin in particle-induced stimulation of cytokine release.* Journal of Orthopaedic Research, 2002. **20**(4): p. 704-713.
- 241. Pajarinen, J., et al., *Innate immune reactions in septic and aseptic osteolysis around hip implants.* J Long Term Eff Med Implants, 2014. **24**(4): p. 283-96.
- 242. Alley, C., W. Haggard, and R. Smith, *Effect of UHMWPE particle size, dose, and endotoxin on in vitro macrophage response.* J Long Term Eff Med Implants, 2014. **24**(1): p. 45-56.
- 243. Engesaeter, L.B., et al., *Antibiotic prophylaxis in total hip arthroplasty: effects of antibiotic prophylaxis systemically and in bone cement on the revision rate of 22,170 primary hip replacements followed 0-14 years in the Norwegian Arthroplasty Register.* Acta Orthop Scand, 2003. **74**(6): p. 644-51.
- 244. Espehaug, B., et al., *Antibiotic prophylaxis in total hip arthroplasty.* Journal of Bone and Joint Surgery, 1997. **79**: p. 590-595.
- 245. Xing, Z., et al., *Accumulation of LPS by polyethylene particles decreases bone attachment to implants.* Journal of Orthopaedic Research, 2006. **24**(5): p. 959-966.

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2019	B24	Primærrens – Status og renseeffekter 10 år etter	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren		
	251	Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen	B19	Varmpumper i drikkevannsforsyningssystem	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)		
	250	Kommunens roller, rettigheter og fremgangsmåter i private utbyggingsområder	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger		
	249	Veiledning i nedvannforsyning	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren		
	B23	Evaluerings av Norsk Vanns prosjektsystem			B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring		
2018	248	Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge	2012	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg	2006	149	Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
	247	Beste praksis for HMS-arbeid i vannbransjen		193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem		148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	246	Regulering og organisering av vann- og avløpssektoren i utvalgte europeiske land		192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken		147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
	245	Veiledning for tilstandsvurdering av infiltrasjonssystemer		191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning		146	Bærekraftig vedlikehold. Betraktninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
	244	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsplan for drikkevann		190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer		B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
	243	Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur	2011	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg	B5	Utslipp fra bilvaskehaller	
	242	Praktiske råd ved valg av ledningsmateriale		C8	Omdømmeplattform og -strategi	B4	Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.	
	241	Mapping microplastic in Norwegian drinking water		187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak	B3	Kvalitetshveving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag	
	240	UV-desinfeksjon av drikkevann		186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak	C5	Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen – veiledning	
	B22	Vann og avløp i arealplanlegging og byggesaker		185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag	C4	Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling	
	239	Beregning av bærekraftig lekkasjenivå		184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde			
	238	Informasjonssikkerhet og skybaserte tjenester		183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri			
	237	Dataflyt for GIS-informasjon i VA-prosjekter		182	Prøvetaking av avløpsvann og slam			
	236	Akseptkriterier - Vurdering av nye og nyrenoverte avløpsledninger ved rørispeksjon		181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng			
	235	Dataflyt		180	Fjernavlesning av vannmålere			
	234	Rørispeksjon av hovedledninger for vann og avløp	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp				
	233	Veiledning for bruk av betongrør og kummer	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren				
232	Plastrør for vannforsyning og avløp: Hvordan skal vi oppnå minst 100 års levetid?	B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene					
231	NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region	C7	Forvaltningspraksis ved norsk dampsikkerhet					
230	NOMiNOR: Naturlig Organisk Materiale i Nordiske drikkevann							
2017	229	Sikring av vannforsyning mot tilsiktede uønskede hendelser	2010	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg	2005	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
	228	Tilførsel av industrielt avløpsvann		177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status		144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)
	227	Beregning av forurensningsutslipp fra avløpsanlegg		176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene		143	Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledning ved arbeid på ledningsnettet
	226	Tømming av slam		175	Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan. E-læring og samlinger		142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004. Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
	225	Trykkavløp i spredtbygde og urbane strøk		174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting		B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
	224	Eierskap til stikkledninger	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer		
	2016	223	Finansieringsbehov i vannbransjen 2016–2040	2009	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt	2004	141
222		Dokumentasjon av utslipp fra avløpsnettet	B13		Sislam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.	140		NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
221		Smart ledningsfornyelse – bruk av NoDig-metoder	172		Trykktap i avløpsnett	139		Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevattn
B21		Utvikling av studietilbud i bachelor i vann- og miljøteknikk	171		Erfaringer med lekkasjekontroll	138		Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
B20		Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk	170		Veileder til god desinfeksjonspraksis	137		Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)
220		Kritiske ledninger for vann og avløp – klassifisering og tiltaksvurdering	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?		
219		Eksempler på implementering av bærekraft i vannbransjen	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller		
218	Vann til brannslukking og sprinkleranlegg	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)			
217	Videreutvikling av beregningsmetodikk for gjenanskaffelsesverdi og investeringsbehov	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt			
2015	215	Tilbakestrømssikring – veiledning til vannverkseiere	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet		
	214	Forslag til ny sektorlov for vannnettjenester	B12	Drikkevattn i media				
	213	Sikkerhetsstyring for vannbransjen	2008	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann	2003	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
	212	Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg		163	Veiledning for innhentning og evaluering av tilbud på analyseoppdrag		132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
	211	Erfaringer med ozon-biofiltrering for behandling av drikkevann		162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering		131	Effektivisering av avløpssektoren
210	Veiledning for praktisering av selvkost	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett	130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg			
2014	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse	160	Driftserfaringer med membranfiltrering	129	Rørispeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger		
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet	C1	Sårbarhet i vannforsyningen		
	207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming	158	Termoplastrør i Norge – før og nå				
	206	Biostabilitet i drikkevannsnett	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler	2002	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt	
	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene	B10	Vannkilden som hygienisk barriere		127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell	
	204	Åpne flomveger i bebygde områder	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene		126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie	
	203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanser	C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen		125	Mal for forenklet VA-norm	
	202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline				124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1	
	201	Anskaffelser i vannbransjen			123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)		
	200	Håndtering av overvann fra urbane veger			122	Proessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner		
2013	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse	2007	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07			
	198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13		156	Veiledning for oljeutskilleranlegg			
	197	Avløpsanlegg. Vurdering av risiko for ytre miljø		155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren			
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportsystemer		154	Norm for tagkoding i VA-anlegg			
			153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren				



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no