

# End of Waste-kriterier för ökad resurseffektivitet av mineralt bygg- och rivningsavfall

*En studie om utformning och beslutsgrunder av nationellt antagna End of Waste-kriterier inom EU*

JONNA OHLSSON | 2021

MVEM12 EXAMENSARBETE I STRATEGISKT MILJÖARBETE | 30 HP  
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



# End of Waste-kriterier för ökad resurseffektivitet av mineralt bygg- och rivningsavfall

En studie om utformning och beslutsgrunder av  
nationellt antagna End of Waste-kriterier inom EU

Jonna Ohlsson

2021



**LUNDS**  
UNIVERSITET

Jonna Ohlsson

MVEM12 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Martijn van Praagh, Centrum för miljö- och klimatvetenskap, Lunds universitet

Extern handledare: Carl Zide, Massbalans

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2021

# Abstract

This study contributes with knowledge of effective strategies in the conversion towards a circular economy. Since construction and demolition waste (CDW) is one of the largest waste streams in the EU, there is a need to recycle the material. End of Waste criteria (EoW criteria), which specify when certain waste ceases to be waste, is a possible way of increasing the recycling rates. This study compares and analyses nationally adopted EoW criteria for mineral CDW in the Netherlands, United Kingdom, Austria, Germany and Finland. The aim of the study was to investigate whether some member states' success in recycling CDW could be attributed to, at least in part, EoW criteria or policies related to these. With the aid of waste statistics, communication with representatives from branch organisations and authorities, and by analysing key components of EoW criteria and overall recycling strategies, potential connections between these and recycling rates are highlighted.

The results show that the member states have designed their EoW criteria in similar ways. In contrast, the risk assessments which assess the risk related to the use of recycled waste which may contain harmful substances, carried out by the member states prior to the implementation of the EoW criteria varies a lot. Yet, the resulting limit values for leaching and total content of harmful substances are quite similar. The results highlights the importance of comparing the risk assessments as these shows what the resulting limit values considers. From the results of this study, it also becomes clear that End of Waste criteria are far from being the sole contributing factor for relatively high CDW recycling rates, but rather one part of the solution. The use of End of Waste criteria is one of several tools and one part in a strategy that promotes recycling of CDW within a country.

Keywords: End of Waste; construction and demolition waste; recycling; risk assessment; circular economy



# Populärvetenskaplig sammanfattning

## **Nationella End of Waste-kriterier – ett verktyg för ökad återvinning av bygg- och rivningsavfall**

För att skapa en hållbar utveckling är det viktigt att skapa giftfria cirkulära materialströmmar, där bygg- och rivningsavfall inte är något undantag. Nationella End of Waste-kriterier (EoW-kriterier) för specifika materialströmmar är ett verktyg som gör produkter utav avfall. Genom detta arbete visas att nationella EoW-kriterier för bygg- och rivningsavfall införs av länder som redan återvinner mycket, likt en respons på den höga andelen återvinning. Länder vars EoW-kriterier som har studerats är Nederländerna, Storbritannien, Österrike, Finland och Tyskland.

Resultaten visar att de studerade länderna generellt sätt har arbetat med avfallsfrågor på ett strukturerat sätt under lång tid. Exempelvis har tidigare branschstandarder utvecklats till End of Waste-kriterier, d.v.s., kriterier som avgör när specifika avfall ska upphöra att vara avfall och därmed kan återvinnas. Troligtvis är nationella End of Waste-kriterier inte hela lösningen på problemet med låg andel återvinning, på samma sätt som att klimatkrisen inte går att lösa genom att endast minska användningen av fossila bränslen. Eftersom bygg- och rivningsavfall kan innehålla skadliga ämnen, behöver användningen av det återvunna avfallet vanligtvis regleras genom gränsvärden för utlakning och totalhalt av skadliga ämnen, eftersom inte allt avfall lämpar sig för återvinning. De gränsvärden som reglerar utlakning av skadliga ämnen så som arsenik, skiljer sig inte anmärkningsvärt mellan länderna. Däremot skiljer sig de riskbedömningar som ligger till grund för gränsvärdena. Det senare är särskilt intressant eftersom arsenik rimligtvis är lika giftigt i Tyskland som i Nederländerna, eller vilket annat land som helst.

Parallellt med att detta arbete genomfördes, har en utredning startat på Naturvårdsverket, vilken syftar till att undersöka om nationella End of Waste-kriterier för specifika materialströmmar lämpar sig i Sverige då dessa inte finns i dagsläget. Resultaten av detta arbete kan stödja Naturvårdsverket i sin utredning genom att visa hur andra länder har gjort

och hur deras tillvägagångssätt har gynnat dem. Resultaten kan även användas för att belysa var resurser måste tillsättas för att Sverige ska kunna stärka sitt miljöarbete och på så sätt öka mängden bygg- och rivningsavfall som återvinns. Precis på samma vis som att övriga länder lyckas med att återvinna mer, kan Sverige hämta inspiration på bra lösningar. Detta arbete och dess resultat, är en del i utvecklingen mot en mer hållbar utveckling där överskottsmaterial tas tillvara på och inga resurser går till spillo. Genom att öka möjligheten för att återvinna mer bygg- och rivningsavfall på ett miljösäkert sätt, kan ett mer cirkulärt flöde inom bygg- och anläggningssektorn skapas. Fortsättningsvis är det även viktigt att visa vilka brister det finns i dagens miljöarbete, för att kunna agera därefter.

I detta arbete analyserades nationella End of Waste-kriterier i Nederländerna, Storbritannien, Österrike, Finland och Tyskland. Styrmedlet i sig, samt utredningar och förarbeten lästes i syfte att kunna jämföra de olika ländernas utformningar. För att fylla luckor som uppstod inhämtades svar från branschorganisationer, forskare och myndigheter i de olika länderna. Därefter studerades statistik över både hantering av och vilka mängder avfall som cirkulerade i de olika länderna.

# Innehållsförteckning

<b>Abstract</b>	<b>3</b>
<b>Populärvetenskaplig sammanfattning</b>	<b>5</b>
<b>Innehållsförteckning</b>	<b>7</b>
<b>Lista över ord och förkortningar</b>	<b>9</b>
<b>1. Introduktion</b>	<b>11</b>
1.1 <i>Syfte och frågeställningar</i>	13
1.2 <i>Avgränsningar</i>	13
<b>2. Bakgrund</b>	<b>15</b>
2.1 <i>Bygg- och rivningsavfall</i>	15
2.2 <i>Återvinning i Sverige</i>	16
2.3 <i>End of Waste-kriterier</i>	17
2.3.1 <i>Definition av End of Waste-kriterier</i>	18
2.3.2 <i>Gränsvärden för utlakning och totalhalt</i>	19
<b>3. Metod</b>	<b>21</b>
3.1 <i>Litteraturstudie</i>	21
3.2 <i>Avfallsstatistik</i>	22
3.3 <i>Personlig kommunikation</i>	22
3.3.1 <i>Semistrukturerad intervju</i>	23
3.3.2 <i>Mailkommunikation</i>	23
3.4 <i>Analys av insamlad material</i>	23
<b>4. Resultat</b>	<b>25</b>
4.1 <i>Återvinning av bygg- och rivningsavfall</i>	25



4.2	<i>Utformning av End of Waste-kriterier</i>	28
4.2.1	Styrmedel	30
4.2.2	Tillåtna avfall	30
4.2.3	Gränsvärden för utlakning och totalhalt	31
4.2.4	Kontroll och användning	33
4.3	<i>Beslutsgrunder</i>	35
4.3.1	Nederländerna	35
4.3.2	Storbritannien	37
4.3.3	Österrike	40
4.3.4	Finland	41
4.3.5	Tyskland	43
4.4	<i>Återvinningsfrämjande strategier</i>	45
<b>5.</b>	<b>Diskussion</b>	<b>47</b>
5.1	<i>Diskussion med hänsyn till frågeställningar</i>	47
5.1.1	Likheter och skillnader i utformning av EoW-kriterier	47
5.1.2	Strategi för ökad återvinning	53
5.2	<i>Metoddiskussion</i>	55
5.2.1	Etisk reflektion	56
5.3	<i>Framtida studier</i>	56
5.4	<i>Förslag till svensk strategi</i>	57
	<b>Slutsatser</b>	<b>59</b>
	<b>Tack</b>	<b>61</b>
	<b>Referenser</b>	<b>63</b>
	<b>Bilaga 1.</b>	<b>69</b>
	<b>Bilaga 2.</b>	<b>70</b>
	<b>Bilaga 3.</b>	<b>71</b>

# Lista över ord och förkortningar

CDW	Bygg- och rivningsavfall (från engelskans Construction and Demolition Waste)
EoW	End of Waste. End of Waste-konceptet regleras genom EU:s avfallsdirektiv, och omfattas i samtliga medlemsländer.
Nationella EoW-kriterier	End of Waste-kriterier som tagits fram för specifika materialströmmar, och gäller endast i det aktuella medlemslandet.
POC	Point of Compliance, den punkt i miljön där uppsatt gränsvärde inte får överskridas.
L/S kvot	Förhållande mellan lakvätska och fast material som vätskan har kommit i kontakt med, till exempel i laktest på ett laboratorium.
Materialklass	Kategori av material som delas in efter materialets egenskaper



# 1. Introduktion

Dagens linjära ekonomi bygger på uttag av jordens resurser, för att sedan producera och därefter konsumera, ett så kallat ”slit och släng”-samhälle (Utredningen om cirkulär ekonomi, 2017). Framförallt hotas världen av ekosystem ur balans som leder till enorma konsekvenser för mänskligheten i form av färskvattenbrist, förändrat klimat och utrotning av jordens arter (Rockström et al., 2009). Problemen som uppstår till följd av ohållbar utvinning av jungfruliga material härleds till hur utvinningen sker, snarare än själva utvinningen i sig (Rockström et al., 2009). Genom ett hållbart förhållningssätt till såväl utvinning och hantering av uppkomna avfall kan resurshushållningen ökas och därmed minska miljöpåverkan. Tidigare forskning visar att begreppet cirkulär ekonomi pekas ut som en nyckel för att uppnå högre resurseffektivitet, och för att samhället ska kunna fungera inom gränserna för jordens bärkraft (Ellen MacArthur Foundation, 2019). Inom en cirkulär ekonomi finns det i princip inget rum för avfall, utan resurser ska återföras till kretsloppet och behålla sitt värde (Utredningen om cirkulär ekonomi, 2017).

Bygg- och rivningsavfall (CDW) är en av EU:s största avfallsströmmar och genererar årligen 800 miljoner ton avfall (Monier et al., 2017). I genomsnitt inom EU missas 30 % av potentiell återvinning av CDW och samtidigt beräknas i genomsnitt 37 % återvinning att missas till följd av fel hantering och sortering (Villanueva et al., 2010). Således är möjligheten för att öka andelen återvinning av CDW väldigt stor. Vissa medlemsländer har bättre strategier för resurshushållning, och återvinner mer än andra (Delegationen för cirkulär ekonomi, 2020). Vid utvärdering av den tillgängliga vägledningen för återvinning av avfall inom anläggning i Sverige, visar resultatet att vägledningen inte bidrog en ökad andel återvinning i större utsträckning (Naturvårdsverket, 2015). Enligt utvärderingen uppgav mer än 90% av tillfrågade aktörer att vägledningens utformning i dagsläget inte bidrog till ökad återvinning, och drygt 60 % menade att vägledningen snarare hade minskat andelen återvinning (Naturvårdsverket, 2015). Då EU:s medlemsländer omfattas av ramdirektivet för avfall (2008/98/EG) och övriga mål uppsatta av EU, bör

de uppenbara skillnader i andel återvinning mellan länderna snarare vara resultat av nationella styrmedel, strategier och hantering.

Avfallsdirektivet (2008/98/EG) definierar när avfall ska upphöra att vara avfall genom End of Waste-kriterier (EoW-kriterier), vilka utöver den generella definitionen i direktivet som omfattas i samtliga medlemsländer, kan implementeras för specifika materialströmmar genom nationella kriterier. EU har redan tagit fram EoW-kriterier för bl.a. stålindustrin (Förordning 333/2011), men inte för bygg- och anläggningsindustrin. Nationella EoW-kriterier för olika materialströmmar pekas ut som ett av flera nödvändiga verktyg för att öka resurseffektiviteten (Turunen, 2017). Nationella EoW-kriterier har redan antagits av flera medlemsländer men är något som Sverige saknar (Velzeboer & Van Zomeren, 2017). Tidigare studier som jämför nationella EoW-kriterier för bygg- och rivningsavfall har endast fokuserat på själva utformningen, och inte undersökt orsaken till varför styrmedlen designats på ett visst sätt (Velzeboer & Van Zomeren, 2017; Monier et al., 2017; Dijkstra et al., 2013). Dessutom är frågan kring EoW-kriterier något som alltmer diskuterats de senaste åren, och alltför många länder överväger denna typ av styrmedel (Wahlström et al., 2020).

Bristande resurseffektivitet av en av de främsta avfallsströmmarna kommer endast att accelerera störningen av världens ekosystem. Överskott av material är inget problem, under förutsättningarna att materialen kan tas tillvara på och återföras till värdekedjan igen. För att skapa en giftfri cirkulär ekonomi behöver resurseffektiviteten öka på flera nivåer i samhället, varav inom bygg- och anläggningsindustrin är en. Flera länder inom EU med en hög andel återvinning av bygg- och rivningsavfall har idag implementerat nationella EoW-kriterier (Monier et al., 2017), vilket därmed skulle kunna vara en del i en vinnande strategi.

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Detta arbete syftar till att undersöka varför vissa länder inom EU har uppnått en högre andel återvinning av bygg- och rivningsmaterial, genom att kartlägga skillnader i nationellt antagna End of Waste-kriterier. Fokus kommer att läggas vid utformningen av kriterierna och beslutsgrunder till varför de designats på ett visst sätt. Genom att studera förarbeten och utredningar ska skillnader och likheter mellan olika utformningar av End of Waste-kriterier beskrivas, för att därefter urskilja huruvida denna typ av styrmedel är en del i framgången vad gäller återvinning. Genom dessa jämförelser ska framgångskomponenter i frågan om hög andel återvinning av mineralt bygg- och rivningsavfall identifieras, vilka främjar en hållbar utveckling. Arbetet avser att svara på följande frågeställningar:

- Hur har de olika innehållande delarna av nationella End of Waste-kriterier utformats och på vilka grunder har besluten tagits?
- Vilka likheter och skillnader finns mellan olika länders End of Waste-kriterier?
- Går en högre andel återvinning av bygg- och rivningsavfall att härleda till införandet av End of Waste-kriterier?

## 1.2 Avgränsningar

Arbetet är avgränsat till att undersöka nationellt antagna End of Waste-kriterier för mineralt bygg- och rivningsavfall inom EU:s medlemsländer. Storbritannien inkluderas i studiens omfattning, då tillgänglig data är baserad på deras tidigare medlemskap i EU. Utvalda material har valt att studeras för att begränsa omfattningen på arbetet. Fortsättningsvis avgränsas arbetet till länder med hög andel återvinning, eftersom dessa är mest intressanta för syftet att undersöka. För urval av länder användes följande kriterier; EU:s mål om minst 70 % återvinning av mineralt bygg- och rivningsavfall, och länder med redan eller nära implementerad lagstiftning gällande End of Waste för bygg- och rivningsavfall. Urvalet resulterade i Nederländerna, Österrike och Storbritannien med redan implementerade End of Waste-kriterier, respektive Tyskland och Finland med nära implementerade. Slutligen avgränsas arbetet till att undersöka styrmedel ur ett miljövetenskapligt fokus, snarare än en ekonomisk eller annan synvinkel.



## 2. Bakgrund

### 2.1 Bygg- och rivningsavfall

Bygg- och rivningsavfall (CDW, från engelskans construction and demolition waste) är en utav de viktigaste avfallsströmmarna inom EU (Monier et al., 2017). CDW är en heterogen avfallskategori vilket beror på avfallets ursprung, och kan bestå av exempelvis betong och tegel, men även trä och metall, se figur 1. Miljöpåverkan för CDW är förknippat med logistiska aspekter så som transport och förvaring (Gálvez-Martos et al., 2018), men även i samband med återvinning, exempelvis genom utlakning av potentiellt skadliga ämnen (Hjelmar et al., 2013). Det föreligger god potential för återvinning av CDW, vid till exempel anläggning av vägar (Van Praagh et al., 2015), men även för framställning av ny ballast (Brander & Helsing, 2017).

En stor andel av material som används i konstruktioner och anläggningar faller under benämningen "aggregat" eller "ballast" (Delgado et al., 2009). Aggregat kan användas i två olika typer av applikationer, obundna och bundna, vilka generellt används för olika ändamål och medför även olika aspekter att ta hänsyn till vid återvinning. Bundna aggregat, exempelvis betong, binds samman med hjälp av något slags bindningsmedel så som cement (Delgado et al., 2009). Obundna aggregat är exempelvis grus och sand. Vilka slags aggregat som avfallet innehåller har betydelse för återanvändningen då obundna aggregat generellt har en högre potential för utlakning (Saveyn et al., 2014).



### Bygg- och rivningsavfall

Infrastruktur	Byggarbeten (bostäder, offentliga lokaler och industrier m.m.)	
Anläggning, renovering och rivning av vägar, järnvägar, flygplatser m.m.	Anläggningsaktiviteter	Rivningsaktiviteter
Aggregat Betong Asfalt Sand Grus Järnvägsballast Utgrävda material (jordmassor, grus, lera och sten, berg m.m.)	Betong Material från väggar (tegel och sten m.m.) Gips Metall Trä Glas Plast Papper och kartong Utgrävda material (jordmassor, grus, lera och sten, berg m.m.) Övrigt	Betong Betong med järn Takmaterial (trä, tegel isoleringsmaterial, inklusive asbest) Material från väggar (tegel, sten, gips) Trä Glas Metall Plast Papper och kartong Övrigt avfall (även innehållandes farliga ämnen)

**Figur 1.** Sammanställning av olika typer av bygg- och rivningsavfall. Figur omarbetad efter Monier (2017).

## 2.2 Återvinning i Sverige

Sveriges avfallslagstiftning är till majoriteten en direkt följd av EU:s avfallsdirektiv (2008/98/EG). I direktivet definieras i artikel 3(1) (2008/98/EG) avfall som *ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med*. Genom definitionen följer vissa skyldigheter då ämnet eller föremålet omfattas av avfallslagstiftningens regler, vilket har uppmärksammats och till viss del kritiserats, då den anses försvåra återanvändning och återvinning (van Ewijk & Stegemann, 2020).

Den vägledning som finns att tillgå för återvinning av avfall inom anläggning i Sverige idag utgörs av Naturvårdsverkets handbok *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* som endast är vägledande (Naturvårdsverket, 2010). Föroreningsrisken avgörs utifrån uppsatta gränsvärden för två olika användningsändamål, både totalhalt samt

utlagningshalter, och bedöms därefter till mindre än ringa risk eller ringa risk för förorening. Föroreningsrisken avgör huruvida verksamheten är anmälningspliktig (Naturvårdsverket, 2010). Nämnvärt är att handboken för tillfället omarbetas och att förändringar i begrepp troligen kommer att ske, exempelvis ringa risk (Naturvårdsverket, 2020).

I de svenska miljö kvalitetsmålen och generationsmål som utformats för att leda Sveriges miljöpolitik benämns CDW i ett av etappmålen, som anger att åtgärder ska vidtas för att förbereda för återanvändning, materialåtervinning samt annat materialutnyttjande för icke-farligt byggnads- och rivningsavfall (Sveriges Miljömål, 2019). Åtgärderna utformades för att bidra till att minst 70 viktprocent av avfallet återanvänds eller återvinns till 2020, vilket emellertid inte bedömdes uppnås i Sverige (Sveriges Miljömål, 2019; Europakommissionen, 2018). Den totala mängden CDW som återvanns i Sverige 2018 var drygt 50 % (Naturvårdsverket, 2020), varav 35 % var minerala avfallstyper (Eurostat, 2021).

I januari 2021 presenterade Sveriges regering landets första handlingsplan för en cirkulär ekonomi som ska bidra till den cirkulära omställningen där flera prioriterade avfallsströmmar pekades ut, exempelvis CDW (Regeringskansliet, u.å.). Regeringen planerar även att ta fram nya etappmål för dessa avfallsströmmar för att stärka omställningen mot en cirkulär ekonomi (Regeringskansliet, u.å.). Regeringen meddelar även att nya regler för CDW ska tas fram, vilka omfattar förbättrad källsortering och utökat ansvar för kommuner gällande hanteringen av avfallet. Nyligen infördes en lag om skatt på förbränning av avfall, vilket syftar till att styra avfallsmassor mot materialåtervinning snarare än energiåtervinning (SFS 2019:1274).

## 2.3 End of Waste-kriterier

End of Waste-kriterier är ett verktyg som kan användas för att återföra avfall till värdekedjan, genom att avlägsna materialets avfallsstatus (Hjelmar et al., 2013; Turunen, 2017). EU har presenterat flera studier i frågan, och även lagt fram ett förslag på tillvägagångsätt för utformning (Delgado et al., 2009; Saveyn et al., 2014; Villanueva et al., 2010). Nedan följer en presentation och konceptet EoW och vad kriterierna måste avse att uppfylla enligt EU:s regelverk.

### 2.3.1 Definition av End of Waste-kriterier

För att avfall enligt avfallsdirektivet ska upphöra att vara avfall, och således inte omfattas av avfallslagstiftning, måste så kallade End of Waste-kriterier (EoW-kriterier) uppfyllas (Delgado et al., 2009). Kriterierna enligt artikel 6(1) i avfallsdirektivet (2008/98/EG) som beskriver när avfall upphör att vara avfall presenteras i figur 2.

Visst specifikt avfall ska upphöra att vara avfall i den mening som avses i artikel 3.1 när det har genomgått ett återvinningsförfarande, inbegripet materialåtervinning, och uppfyller specifika kriterier som utarbetats på följande villkor:

- a) Ämnet eller föremålet ska användas allmänt för specifika ändamål.
- b) Det ska finnas en marknad för eller efterfrågan på sådana ämnen eller föremål.
- c) Ämnet eller föremålet ska uppfylla de tekniska kraven för de specifika ändamålen och befintlig lagstiftning och normer för produkter.
- d) Användning av ämnet eller föremålet kommer inte att leda till allmänt negativa följder för miljön eller människors hälsa.

Kriterierna ska vid behov inbegripa gränsvärden för förorenande ämnen och ta hänsyn till ämnets eller föremålets eventuella negativa miljöeffekter.

**Figur 2.**

Artikel 6(1) i Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2008/98/EG om avfall och om upphävande av vissa direktiv, vilken beskriver när avfall ska upphöra att vara avfall.

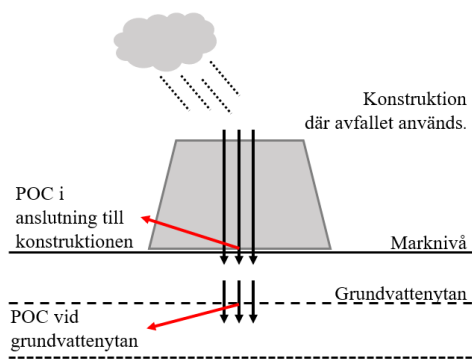
I artikel 6 i avfallsdirektivet (2008/98/EG) anges även att medlemsländerna får instifta specifika EoW-kriterier för enskilda materialströmmar, samt att det bör göras för vissa materialströmmar, exempelvis ballastmaterial. Att Sverige ännu inte har antagit nationella EoW-kriterier som är anpassade efter olika materialströmmar kan vara en bidragande faktor till ökade avfallsmängder och låg andel återvinning (Monier et al., 2017). Väl definierade EoW-kriterier kan istället leda till ökad återvinning och därmed minskad användning av jungfruliga resurser samtidigt som en hög miljöstandard uppnås (Turunen, 2017).

EoW-kriterier, om uppfyllda, innebär att avfallet har behandlats till en sådan grad att materialet återigen har fått ett egenvärde och istället omfattas av produktlagstiftning snarare än avfallslagstiftning (Delgado et al., 2009). Återvunnet CDW ska heller inte utgöra en risk för varken människa eller miljön vid användning, vilket är en viktig aspekt att ta hänsyn till. Det återvunna avfallets kvalitet är likaså viktigt att beakta, och idag föredras generellt jungfruligt material, eftersom det i vissa avseende anses prestera bättre än sekundära och återvunna material (Rose & Stegemann, 2018).

### 2.3.2 Gränsvärden för utlakning och totalhalt

Enligt artikel 6 WFD (2009/98/EG) ska EoW-kriterierna vid behov innehålla gränsvärden som tar hänsyn till eventuella negativa miljöeffekter. Eftersom det förekommer en risk för utlakning av skadliga ämnen i samband med användning av återvunnet CDW, utgör detta en risk för människa och miljön (Barbudo et al., 2012; Butera et al., 2015; Van Praagh & Modin, 2016). Exempelvis visar Van Praagh och Modin (2016) att återvunnen betong från en före detta framställningsanläggning för pesticider inte är lämplig att återvinna i obundet tillstånd, då utlakningshalterna av miljöfarliga föroreningar översteg gällande rekommendationer. Därmed är inte allt CDW lämpligt för återvinning och varför EoW-kriterier måste utformas på ett sådant vis så att människa och miljön inte riskerar att ta skada (Delgado et al., 2009; Hjelmar et al., 2013).

Följaktligen är utformningen av gränsvärden för utlakning av skadliga ämnen en central del i EoW-kriterier (Villanueva et al., 2010). Eftersom lakvattnet från avfallet kan komma att påverka såväl grundvatten som markmiljö, kan olika referensvärden i form av miljökvalitetsnormer användas för att utvärdera miljöpåverkan. Generellt kan gränsvärdena delas in efter två olika scenarion; fri användning och användning med restriktioner (Saveyn et al., 2014). Om fri användning av det återvunna avfallet antas, behöver gränsvärdena säkerställa säker hantering och användning i alla tänkbara situationer. Risken är då att gränsvärdena blir för strikta (Villanueva et al., 2010). Enligt den studie som EU utfört om utlakning och lämplig metod för riskbedömning, framgår det att användning med restriktioner rekommenderas, eftersom det möjliggör för en högre andel återvinning (Saveyn et al., 2014).



**Figur 3.**

Förenklad illustration av modell för riskbedömning av grundvatten till följd av utlakning från en konstruktion innehållandes återvunna avfall. *Point of Compliance*, POC, beskriver den punkt i miljön där uppsatt gränsvärde måste vara uppfyllt (Egen illustration).

En riskbedömning bör utgå ifrån källan (konstruktionen) för att sedan beakta transporten av föroreningarna till vald recipient eller skyddsvärde (Saveyn et al., 2014), se illustration i figur 3. Utifrån vald modell kommer flertalet aspekter att påverka riskbedömningen. *Point of compliance* (POC), avgör den punkt i miljön där gränsvärdet måste vara uppfyllt. Var i miljön POC sätts till kommer exempelvis att avgöra huruvida utspädning av föroreningar kan tas med i beräkningarna (Saveyn et al., 2014). Ytterligare en viktig aspekt är val av analysmetod. L/S (förhållandet mellan lakvätskan och det fasta materialet), används ofta vid analyser av lakvatten (Naturvårdsverket, 2002). L/S kvoten beskriver den mängd lakvatten som varit i kontakt med det fasta materialet, alltså i detta fall avfallet. Två vanligt förekommande kvoter är L/S 10 och L/S 2 (Naturvårdsverket, 2002).

De maximala nivåer som anges i Naturvårdsverkets handbok (Naturvårdsverket, 2010), är dels framtagna med hänsyn till skydd av yt- och grundvatten, men även för människans hälsa och markmiljön. Det finns två möjliga användningsändamål för det återvunna avfallet, antingen fri användning eller för deponitäckning ovan tätskiktet (Naturvårdsverket, 2010). Förutsättningar och maximala nivåer beskrivs för återvinningsfall där risker för människors hälsa och miljö anses vara mindre än ringa. Detta motsvarar då fall för vilka återvinning av avfall i anläggningsarbete inte behöver anmälas enligt §34 och §35 miljöprovningsförordningen (2013:251). I tabell 1 presenteras faktorer som Naturvårdsverket baserat sina beräkningar för gränsvärden på. Gränsvärdena för utlakning för mindre än ringa risk finns i bilaga 2.

**Tabell 1.**

Översikt över faktorer som tagits i beaktning vid beräkning av gränsvärden för återvinning av avfall i anläggning enligt Naturvårdsverkets handbok (Naturvårdsverket, 2010).

	Fri användning	Deponitäckning
	<i>Beaktade faktorer vid riskbedömning</i>	
Applikationsspecifik bedömning	Konstruktionen ej försedd med tätskikt	Konstruktionen försedd med tätskikt
Högsta skyddsnivå	Ingen risk för hälsoskadliga halter i grundvatten (baseras på mindre än 30 % tillskott av dricksvattennorm) Ytvatten (tillskott ska vara mindre än en höjning från median till 75-percentil för bakgrundshalt i svenska sjöar). Ingen negativ påverkan på levande organismer (95 % skydd)	Recipient för avrinning från deponin (tillskott ska vara mindre än en höjning från median till 75-percentil för bakgrundshalt i svenska sjöar). Skydd av 75 % av marklevande organismer.

## 3. Metod

### 3.1 Litteraturstudie

I syfte att undersöka vilka länder inom EU som tillämpar EoW-kriterier och liknande återvinningsfrämjande styrmedel samt undersöka vilka resultat de givit, genomfördes en litteraturstudie. Litteraturstudien avsåg att skapa en översiktlig bild över kunskapsläget, varpå ingen systematisk litteraturoversikt tillämpades (Bryman, 2012). Först lästes vetenskapliga artiklar och rapporter, och därefter lästes lagar, förordningar och förarbeten.

För sökning av vetenskapliga artiklar användes de bibliografiska databaser Web of Science och LUBsearch. Sökning av myndighetsrapporter, EU-rapporter samt andra rapporter söktes genom Google. Efter identifiering av relevanta artiklar och rapporter tillämpades ett snöbollsurval där referenser lästes i de redan identifierade sökträffarna. Att tillämpa ett snöbollsurval skapar en möjlighet för läsning av ny litteratur som inte resulteras i de ursprungliga sökträffarna (Heyvaert et al., 2017).

Identifiering av sökord gjordes genom det definierande syftet och frågeställningar samt genom läsning av nyckelreferenser, vilka påträffats vid en initial och översiktlig sökning av ämnet. Sökorden kombinerades med hjälp av de booleska operatorerna AND och OR, samt genom frassökning med hjälp av "...". De sökord som användes var; *construction, demolition, waste, recyc\**, *end of waste criteria, risk assessment* i kombination med de olika länderna.

Genom läsning av artiklar och rapporter identifierades sedan länder med hög återvinningsgrad av CDW och med implementerade eller nära implementerade EoW-kriterier. Urval av länder gjordes efter följande kriterier; minst 70 % återvinning av mineralt CDW och implementerade eller nära implementerade EoW-kriterier för mineralt CDW. Efter urval av länder lästes lagstiftning och förarbeten kring EoW-kriterier och avfallshantering i syfte att kunna analysera skillnader i nationella styrmedel. Data för detta moment har identifierats och samlats in genom flera olika vägar; dels genom de enskilda ländernas databaser för lagstiftning men även genom EU:s databaser TRIS och EUR-Lex. Sökningar

av förarbeten och andra tekniska utredningar med koppling till lagstiftningen genomfördes även genom Google.

## 3.2 Avfallsstatistik

I syfte att undersöka produktion, hantering samt trender över tid för CDW från länder inom EU hämtades data in från Eurostat. Data över mängd återvinning och total produktion av mineralt CDW för varje land i Europa samt befolkningsmängd hämtades. Därefter bearbetades insamlad data, och länder med försumbara siffror, inga data alls eller otillräcklig data togs bort. Tre figurer togs fram, vilka beskrev återvinningsandel, totala mängder avfall per capita samt förändring i återvinning över tid. Länder med minst 70 % återvinningsandel identifierades, och tillsammans med information från litteraturen kunde ett urval genomföras. Urvalet av länder kom sedan att undersökas djupare angående dess styrmedel.

## 3.3 Personlig kommunikation

I syfte att komplettera resultatet med information som ej påträffades genom läsning av litteraturen, utökades materialinsamling med dels mailkommunikation men även en intervju. Genomförandet för de båda momenten beskrivs nedan. I tabell 2 presenteras med vilka som intervjuats respektive kontaktats via mail.

**Tabell 2.**

Tabell över intervjuperson samt mailkommunikation med representanter från olika organisationer.

Personlig kommunikation	
Informant	Organisation
<i>Intervju</i>	
J. Reinikainen	Finlands Miljöcentral, SYKE
<i>Mailkommunikation</i>	
M. Wharton	Mineral Products Association
P. Broere	BRBS Recycling
Anonym	Umweltbundesamt

### 3.3.1 Semistrukturerad intervju

En semistrukturerad intervju genomfördes, vilken syftade till att belysa faktorer vilka är nödvändiga för framgång vad gäller återvinning och politisk styrning inom ett land samt fylla kunskapsluckor. Till grund för intervjun låg en intervjuguide (bilaga 3), för att intervjun med säkerhet skulle ge svar på efterfrågad information. Enligt Bryman (2012) är semistrukturerade intervjuer en lämplig metod för att ge respondenten möjlighet att svara på frågor utöver intervjuguiden, och således ge intervjun en annan riktning. Intervjun genomfördes via Zoom, i syfte att skapa en mer avspänd diskussion och ge möjlighet att avläsa respondentens kroppsspråk och reaktioner. Efter att intervjun genomfördes, transkriberades den för att i efterhand kunna analysera svaren i så stor utsträckning som möjligt (Bryman, 2012).

### 3.3.2 Mailkommunikation

I de fall där tekniska undersökningar inte återfanns genom litteratursökningen, skickades förfrågningar ut per mail till branschorganisationer och myndigheter i de olika länderna. Syftet med mailförfrågningen var att få ta del av eventuella tekniska utredningar, snarare än att ge uttömmande svar till frågeställningarna. Däremot, i de fall där mailsvaren ansågs bidra till resultatet för arbetet, har svar ur mailkonversationerna tagits med. För att säkerställa att respondenterna godkände medverkan inhämtades samtycke.

## 3.4 Analys av insamlat material

Rapporter och utredningar skrivna på andra språk än svenska och engelska, och i vissa fall tyska, översattes med hjälp av Google translate. Insamlad lagstiftning sammanställdes på ett utformat vis i en matris, vilken syftade till att kunna analysera och jämföra innehållet. Enligt Kuckartz (2014) är denna metod fördelaktig för att på ett strukturerat vis samla sina data och för att sedan på ett tydligt sätt kunna tolka det insamlade materialet utan att gå miste om sammanhanget. Innehållet i matrisen bestod av formulering, utformning och omfattning av EoW-kriterier

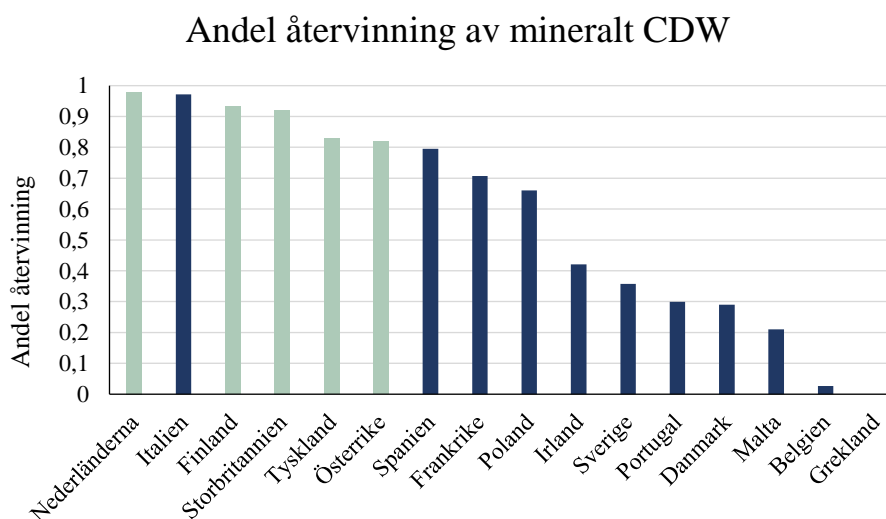


(implementerade eller under utarbetande). Innehållet fokuserades även på de gränsvärdena för skadliga föroreningar som är en central del av styrmedlet. Analysen av det insamlade materialet syftade till att upptäcka skillnader i de olika ländernas lagstiftning, för att därefter även kunna ge förklaringar till olikheterna genom läsning av de tekniska utredningarna. Vid läsning av utredningar och förarbeten bedömdes hur riskbedömningar har genomförts och på vilka grunder, samt vilka bakomliggande faktorer som legat till grund för beslut om exempelvis gränsvärden och övrig utformning av kriterierna.

## 4. Resultat

### 4.1 Återvinning av bygg- och rivningsavfall

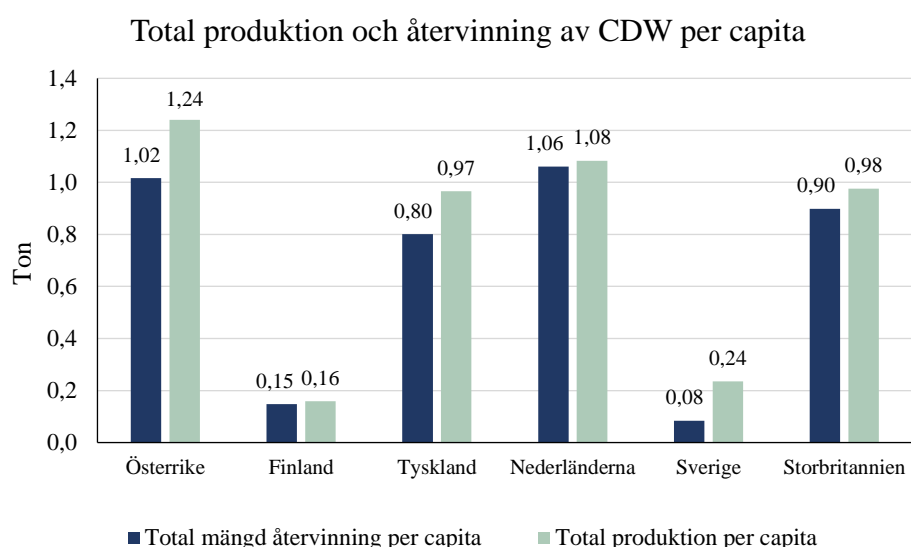
I figur 4 visas andel återvinning av mineralt CDW för de länder som studeras i detta arbete (markerat i grönt) samt Sverige och urvalet av resterande EU-länder med tillräcklig data för jämförelse. Resultaten visar att andelen återvinning skiljer sig i liten utsträckning mellan studerade länder. Sverige avviker kraftigt, och därefter finns variation mellan resterande länder. Finland, vilka ännu inte har implementerat EoW-kriterier har högre andel återvinning än både Österrike och Storbritannien även om det i det senare fallet endast är marginellt. Sverige utgör plats 11 av de 16 länder som presenteras i figur 4.



**Figur 4.**

Grafen visar andels återvinning (enligt avfallshanteringskoden  $RCV\_R = \text{recovery} - \text{recycling}$ ) av mineralt avfall ( $W121 = \text{mineralt bygg- och rivningsavfall}$ ) för utvalda länder inom EU för året 2018. Beräkningar som ligger till grund för figuren är framtagna utifrån data hämtad från Eurostat (2021). Länder vars EoW-kriterier som studeras i detta arbete är markerade i grönt.

Den totala produktionen av mineralt CDW, samt totala mängden av samma avfall som återvunnits, angett per capita för de studerade länderna (inkluderat Sverige för jämförelse) presenteras i figur 5. Tyskland, Storbritannien, Österrike och Nederländerna särskiljer sig med markant högre siffror. Statistiken som hämtats från Eurostat visar att Sverige och Finland endast genererar såväl som återvinner ungefär en fjärdedel avfall per capita som exempelvis Tyskland. Skillnaderna skulle kunna vara en följd av det finns skillnader i hur statistiken rapporteras vilket även Monier et al. (2017) visar.

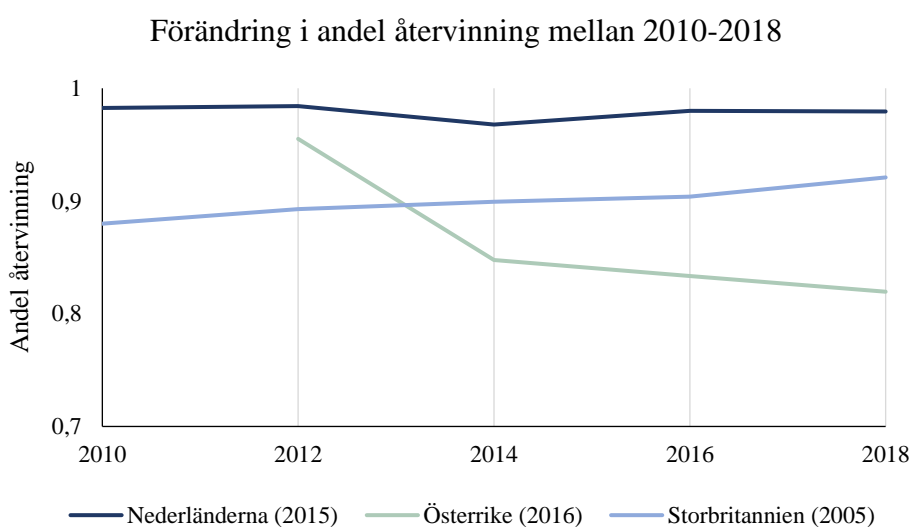


**Figur 5.**

Figuren visar total mängd genererat mineralt bygg- och rivningsavfall (enligt avfallskoden *W121 = mineralt bygg- och rivningsavfall*) samt total mängd återvinning av samma avfallsslag (enligt avfallshanteringskoden *RCV\_R = recovery - recycling*) per capita för Nederländerna, Finland, Storbritannien, Tyskland, Österrike och Sverige för året 2018. Beräkningar som ligger till grund för figuren är framtagen utifrån data hämtad från Eurostat (2021).

I figur 6 ses förändring i andel återvinning över tid av mineralt CDW för Nederländerna, Österrike och Storbritannien, d.v.s. de länder som har EoW-kriterier implementerade. Länderna tillsatte EoW-kriterier år 2015, 2016 respektive 2005. För Nederländerna har andelen återvinning varit mer eller mindre konstant (omkring 98 %) sedan år 2010, vilket innebär att utifrån given data kan ingen slutsats dras vad gäller ökad andel återvinning till följd av EoW-kriterier. För Storbritannien kan en svag trend uppåt ses, men i likhet med Nederländerna har andelen återvinning generellt varit hög

sedan år 2010, och en verklig ökning är svår att konstatera. Eftersom Storbritannien införde sina kriterier redan 2005, är det utifrån figur 6 svårt att dra en slutsats kring EoW-kriteriernas påverkan på andelen som återvinns. Data för Österrike bristfällig eftersom flera datapunkter saknas. Utöver data för 2010, saknas det uppmätta värdet för 2016, vilket i figur 6 framtaget genom beräkning av medelvärdet för 2014 och 2018. I figur 6 ses en nedåtgående trend av återvinning för Österrike, trots att landet har infört EoW-kriterierna vilket istället bör ha haft en positiv effekt på andelen som återvinns.



**Figur 6.** Grafen beskriver förändringen i andelåtervinning (enligt avfallshanteringskoden *RCV\_R* = *recovery - recycling*) av mineralt avfall (enligt avfallskoden *W121* = *mineralt bygg- och rivningsavfall*) för Nederländerna, Österrike och Storbritannien mellan 2010 och 2018. Årtalet inom parentes anger när End of Waste-kriterierna implementerades. Beräkningar som ligger till grund för figuren är framtagen utifrån data hämtad från Eurostat (2021).

## 4.2 Utformning av End of Waste-kriterier

Nedan presenteras de studerade ländernas styrmedel för End of Waste för mineralt CDW, se tabell 3. I samtliga länder är återvinning av CDW enligt EoW-kriterier ett frivilligt åtagande, däremot kan andra regler avseende CDW som måste följas förekomma. Exempel på dessa regler kan vara krav på sortering av olika avfallslag. Endast Storbritannien har utformat kriterierna som vägledande dokument, medan övriga länder har infört styrmedlet i form av en förordning och därmed lagstiftat om EoW-kriterierna. Samtliga länder har infört restriktioner i samband med användandet, så som krav på plats och konstruktion, exempelvis genom att använda ett tätskikt för att begränsa utlakning eller specifika gränsvärden för vissa avfall. Samtliga ingående delar av EoW-kriterierna beskrivs mer i detalj för varje land i avsnitten 4.2.1-4.2.4. För fullständig beskrivning över tillåtna avfallskoder enligt EU:s avfallslista samt jämförelse av gränsvärden se bilaga 1 respektive 2.

Tabell 3.

Tabellen anger status för EoW-kriterier, vilken avfallstyp lagstiftningen avser samt tillåten användning och antal materialklasser (siffran inom parantes anger antal materialklasser som kan uppnå EoW-status) för Österrike, Nederländerna, Storbritannien, Tyskland och Finland.

Land	Status	Typ av avfall	Antal materialklasser	Användning
<b>End of Waste-kriterier ikraft</b>				
NL	Infört 2015 <i>förordning</i>	<i>Stenigt avfall:</i> stenigt avfall som uppkommer under konstruktion, renovering och rivning av byggnader och vägar och andra avfallsmaterial som är likvärdiga.	3 (3)	Användning med restriktioner.
UK	Infört 2005 <i>vägledande dokument</i>	<i>Aggregat från inert avfall:</i> inert avfall är avfall som inte genomgår fysiska, kemiska eller biologiska förändringar samt inte reagerar med sin omgivning.	7 (7)	Användning med restriktioner.
A	Infört 2016 <i>förordning</i>	<i>Bygg- och rivningsmaterial:</i> mineralt bygg- och rivningsarbeten och avfall som uppstår i samband med sådana arbeten, där vissa listade avfallstyper kan upphöra att vara avfall.	10 (1)	Användning med restriktioner.
<b>End of Waste-kriterier ännu inte ikraft</b>				
FIN	– <i>förordning</i>	<i>Betong:</i> oanvänd betong som uppstår i samband med tillverkning av betong, använd betong, samt betong som uppstår vid konstruktion och rivning.	3 (3)	Användning med restriktioner.
DE	– <i>förordning</i>	<i>Mineralt byggmaterial:</i> avfall eller bi-produkter som uppstår i samband med bygg- och rivningsarbeten eller i avfallsanläggningar.	44 (11)	Användning med restriktioner.

#### 4.2.1 Styrmedel

Nederländernas lagstiftning för EoW grundar sig i två förordningar. Förordningen om återvinningsgranulat anger EoW-kriterierna och därefter används markkvalitetsregleringen vilken anger gränsvärden för utlakning och totalhalt (Ministeriet för infrastruktur och miljö, 2015; Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö, 2007). I Nederländerna används redan befintliga gränsvärden, i form av miljökvalitetsnormer för jord som gränsvärden för utlakning av skadliga föroreningar till marken och grundvattnet till följd av användandet av återvunna avfall. I Storbritannien används ett kvalitetsprotokoll som sätter upp kriterier för när avfall ska upphöra att vara avfall vid tillverkning av en särskild produkt (Environment Agency, 2013). Utöver kvalitetsprotokollet för inert avfall finns ytterligare protokoll för andra avfallstyper. Österrikes lagstiftning för EoW-kriterier består av förordningen om återvunnet byggmaterial, vilken både sätter upp kriterier för återvinningsförfarandet samt gränsvärden för utlakning och totalhalt (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering, 2015). Den kommande EoW-lagstiftningen i Finland utgörs av förordningen om bedömningsgrunder för fastställande av när betongkross upphör att vara avfall (Miljöministeriet, 2020). Förordningen sätter upp kriterier för när betongkrossavfall ska upphöra att vara avfall samt tillhörande gränsvärden för totalhalt och utlakning. Tyskland har lagt fram förslag på en förordning som reglerar EoW, vilken är en del av ett omfattande ramverk som utöver en ny lagstiftning för just EoW-kriterier, även presenterar flera ändringar av redan befintlig lagstiftning (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017; Bleher et al., 2016). Ändringarna omfattar reglering av miljökvalitetsnormer för jord samt reglering av deponier och kommersiell avfallshantering.

#### 4.2.2 Tillåtna avfall

De olika länderna definierar avfall som accepteras, eller tillåts, för återvinning enligt kriterierna något olika. I kommande avsnitt beskrivs vilka avfall som accepteras för återvinning enligt ländernas nationella EoW-kriterier, och vilka avfall som EoW-kriterierna därmed omfattar.

I Nederländerna accepteras det avfall som definieras som ”stenigt avfall”, vilket enligt listade avfallskoder är betong, tegel och blandningar av betong, tegel och keramik (Velzeboer & Van Zomeren, 2017). I Storbritannien, tillsammans med Tyskland, tillåts flest avfallstyper, vilket inkluderar mineralt CDW så som betong, tegel och keramik, men även trä och glas (Environment Agency, 2013; Velzeboer & Van Zomeren, 2017).

Storbritannien tillåter även kommunalt avfall eller likvärdigt avfall så som parkavfall eller grus från gatustädning. Accepterat avfall i Österrike är mineralt CDW, så som betong, tegel och keramik, men även mineralt avfall från kommunal verksamhet (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering, 2015; Velzeboer & Van Zomeren, 2017). Därefter tillåts även slagg från termiska processer, exempelvis framställning av stål (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering 2015; Velzeboer & Van Zomeren, 2017). I Finland är betong i olika förfaranden den enda avfallstypen som accepteras för återvinning (Miljöministeriet, 2020). I Tyskland definieras accepterat avfall som ”mineralt ersättningsbyggmaterial”. Sammanfattningsvis innebär denna definition material som kan ersätta mineralt byggmaterial (vilka annars hade behövt tillverkas), så som avfall eller biprodukter som uppkommer i avfallsanläggningar eller till följd av byggnadsarbete (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017). Förordningen avser endast avfall i obunden form, eftersom annat avfall redan regleras genom befintlig lagstiftning (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017; Dijkstra et al., 2013). Jungfruliga råvaror varifrån mineralersättningsbyggmaterial, så som sten, berg, grus och sand, kan erhållas ifrån utesluts helt (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017).

#### 4.2.3 Gränsvärden för utlakning och totalhalt

Resultaten visar även att samtliga länder, med undantag för Storbritannien, har tagit fram eller hänvisat till redan befintliga, nationella gränsvärden för utlakning av skadliga föroreningar som kan uppkomma om materialet återanvänds för att ersätta jungfruligt material i deras EoW-kriterier. Nivån på gränsvärdena skiljer sig förhållandevis lite mellan länderna, även om vissa skillnader går att urskilja. Nederländerna reglerar flest ämnen och Tyskland minst antal. Finland tenderar att ha de lägsta gränsvärdena och Nederländerna de mest toleranta. Samtliga länder, utom Tyskland, använder enheten mg/kg TS för utlakning medan Tyskland använder mg eller µg/L.

I tabell 4 anges vilka referensvärden de olika länderna använder vid riskbedömning och utvärdering av användningen av återvunnet byggmaterial. Storbritannien, som inte använder några gränsvärden för utlakning eller totalhalt, hänvisar genom sin riskbedömning att ingen risk förekommer vid korrekt användning. Nederländerna använder redan befintliga miljö kvalitetsnormer för jord, och hade således sedan tidigare gränsvärden för utlakning och totalhalt på plats. Tyskland har också använt



miljökvalitetsnormer för jord, men tagit fram dessa på en nationell nivå i samband med EoW-kriterierna. Österrike grundar sina gränsvärden på miljökvalitetsnormer för grundvatten, medan Finland istället använder dricksvattenstandarder som utgångspunkt. Både Österrike och Finland, likt Tyskland, har tagit fram gränsvärden för syftet att implementera EoW-kriterier. Nederländerna, Österrike och Tyskland använder olika gränsvärden för olika materialklasser.

**Tabell 4.**

Tabellen beskriver vilka referensvärden Nederländerna, Storbritannien, Österrike, Finland och Tyskland har använt vid riskbedömning av återvunnet CDW samt om respektive land reglerar utlakning och totalhalt av föroreningar genom gränsvärden i EoW-kriterierna.

Lan d	Gränsvärden för utlakning och totalhalt	Referensvärden vid riskbedömning	Referens
<b>End of Waste-kriterier ikraft</b>			
<b>NL</b>	Ja	Miljökvalitetsnormer för: - jord - grund- och ytvatten - dricksvatten	Verschoor et al. (2006)
<b>UK</b>	Nej	Nationella tröskelvärden för grundvatten	Velzeboer & Van Zomeren (2017); Environment Agency (2013b).
<b>A</b>	Ja	Miljökvalitetsnormer för - grundvatten - dricksvatten	Döberl et al. (2014).
<b>End of Waste-kriterier ännu inte ikraft</b>			
<b>FIN</b>	Ja	Nationella dricksvattenstandarder	J. Reinikainen (personlig kommunikation 26 mars 2021).
<b>DE</b>	Ja	Miljökvalitetsnormer för - grundvatten - jord	Susset & Leuch (2011)

I Nederländerna finns gränsvärden för tre kategorier och materialklasser, där samtliga kan uppnå EoW-status. De två första är bundet och obundet material och den tredje kategorin är obundet i material i konstruktioner med tätskikt eller andra åtgärder vilka begränsar utlakning (Ministeriet för infrastruktur och miljö, 2015). I Storbritannien finns sju olika

materialklasser, vilka kräver olika kvalitetskontroller, men där samtliga kan uppnå EoW-status (Environment Agency, 2013). I Österrike är det endast materialklass UA (nationell beteckning) som kan uppnå EoW-status, men det finns ytterligare nio materialklasser. Gränsvärden för denna materialklass gäller för obunden, hydrauliskt- eller bitumenbunden form (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering, 2015). I Finland finns tre olika materialklasser, vilka avgörs av insatsmaterial samt en prestandaklass som härrör från EU:s byggproduktförordning (Miljöministeriet, 2020). Tyskland har flest materialklasser, där 11 av 44 kan uppnå EoW-status. Det återvunna avfallet tilldelas en materialklass, exempelvis återvunnet byggmaterial eller spårballast, och därefter en kvalitetsnivå från 1-3 (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017).

#### 4.2.4 Kontroll och användning

Samtliga länder kräver någon typ av tredjepartsinspektion eller certifiering av det återvunna avfallet, vilket även förutsätts för att det ska uppnå EoW-status. Efter återvinningsprocessen betraktas avfallet i Nederländerna som en produkt om det framställts i enlighet med någon av EU:s byggproduktstandarder och ska även användas i det syftet (Ministeriet för infrastruktur och miljö, 2015). Därefter får det återvunna avfallet användas utifrån restriktioner, vilket tabell 3 anger. Restriktionerna baseras på vilken typ av material (obundet eller bundet), samt i vilken konstruktion det återvunna avfallet ska användas inom (Ministeriet för infrastruktur och miljö, 2015). Storbritannien tillämpar samma krav på uppfyllande av EU:s byggproduktstandarder som Nederländerna, och därmed restriktioner vad gäller användning och materialtyp (Environment Agency, 2013) som indikeras i tabell 3. I kvalitetsprotokollet anges att material får användas i bunden eller obunden form, samt möjliga användningsändamål, exempelvis i dräneringslager eller asfalt (Environment Agency, 2013).

I Österrike är det endast avfall som uppfyller kvalitetsklass UA – obundet klass A, (nationell beteckning) som kan upphöra att vara avfall. Andra kvalitetsklasser accepteras för återvinning i konstruktioner, men kan däremot inte placeras på marknaden som produkter. Således är användningen begränsad utifrån materialklass och användningsändamål, d.v.s., användning med restriktioner så som tabell 3 anger. Tillverkaren av återvunnet avfall, d.v.s. den som placerar produkten på marknaden, ska uppvisa att kvaliteten överensstämmer med uppsatta krav vilket sker tillsammans med en prestandadeklaration i enlighet med EU:s

byggproduktförordning (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering, 2015).

I Finland kan samtliga avfall uppnå EoW-status och ges produktstatus. Gränsvärdena som anges för utlakning och totalhalt ska representera fri användning, och genom gränsvärdena regleras således inte krav på konstruktionen likt de andra länderna (Miljöministeriet, 2020). Däremot finns restriktioner i användandet (tabell 3), i form av krav på vilka insatsmaterial som får användas för angivna användningsändamål och vilka kriterier i form av prestandaklass och föroreningsinnehåll som materialet måste uppfylla. Därefter ska tillverkaren av det återvunna avfallet kunna uppvisa att byggproduktstandarder uppfylls (Miljöministeriet, 2020).

I Tyskland finns ett stort antal kvalitetsklasser och tillåtna användningsändamål listade, vilka även beaktar på vilken jordtyp applikationen ska användas (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017). Gränsvärdena för utlakning och totalhalt skiljer sig mellan de 44 olika materialklasserna. Efter att EoW-status är uppnådd, begränsas användningen utifrån materialklass och typ av konstruktion (tabell 3). Tillverkaren ska genomgå en kvalitetskontroll från ett ackrediterat laboratorium (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017).

## 4.3 Beslutsgrunder

I följande avsnitt beskrivs i detalj varför de olika länderna har valt att ta fram EoW-kriterier, och även vilka faktorer som kan ses som framgångskomponenter i frågan om hög andel återvinning. Sedan beskrivs vilka grunder som gränsvärden för utlakning och totalhalt tagits fram utifrån.

### 4.3.1 Nederländerna

#### *End of Waste-kriterier i allmänhet*

Enligt BRBS Recycling, branschorganisationen för råvaruhantering i Nederländerna, initierades processen att ta fram nationella EoW-kriterier snart efter att EU öppnade upp för möjligheten, något som hade varit en idé under en längre tid (P. Broere, personlig kommunikation, 4 mars 2021). Enligt P. Broere genomfördes ingen utredning explicit inför implementering av EoW-kriterier. Detta berodde på flera olika faktorer, men framförallt anger Broere att Nederländerna redan hade ett välfungerande system för återvinning av bygg- och rivningsmaterial. EoW-kriterier blev således en naturlig utveckling i frågan om återvinning av CDW. Broere menar att flera nyckelkomponenter redan fanns ikraft;

- Välutvecklad och omfattande nationell lagstiftning för miljö kvalitet av byggprodukter (markkvalitetsförordning)
- CE-certifiering, vilken baserades på EU:s tekniska standarder för produkter
- Ett tillfredsställande kvalitetskontroll och certifieringssystem för både miljömässig och tekniskt kvalitet av byggprodukter
- En existerande och välfungerande marknad för återvunna aggregat

Ytterligare orsaker, enligt Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö (2007a) för införandet av EoW-kriterierna anges vara minskad kostnad, administrativ och rättslig börda samt uppnående av politiskt mål om balans mellan tillväxt utan bekostnad på miljön. Administrativ och rättsliga börda kan minskas genom en förenklad återvinningsprocess där exempelvis anmälningskyldigheter avskaffas eller genom en förhöjd förutsägbarhet för återvinningsaktörerna.

### *Riskbedömning och gränsvärden*

Gränsvärdena för utsläpp och totalhaltsvärden syftar till att skydda från förorening av marken och yt- och grundvatten (Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö, 2007a). Förordningen som anger gränsvärdena reglerar utsläpp för alla typer av stenigt material som ska användas i byggnadskonstruktioner och gör således inte skillnad på återvunnet avfall och byggnadsmaterial. Vidare anges det att gränsvärdena även ska bidra till att hålla en hög kvalitet på framtida bygg- och rivningsavfall, eftersom en del avfall i dagsläget inte går att återvinna till följd av för höga halter av skadliga föroreningar (Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö, 2007a).

Enligt EoW-förordningen beskrivs även spridning av föroreningar inomhus, och således påverkan på luftkvaliteten, som en av riskerna med att återvinna CDW (Ministeriet för infrastruktur och miljö, 2015). Däremot anges det att till följd av lång erfarenhet av återvinning av CDW, att den främsta risken är utlakning i miljön, vilket likaså medför risk för människans hälsa.

Utlaknings- och totalhaltsvärden baseras på en riskbedömning vilken avser att ta hänsyn till den faktiska effekten på mark och vatten från användning av byggmaterial (Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö, 2007a). I tabell 5 presenteras utvalda faktorer som tagits med i beräkningarna av gränsvärden för utlakning och totalhalt. Riskbedömningen baseras på en *stand still*-princip, vilket i praktiken innebär att endast 1 % av det uppsatta målvärdet får tillföras recipienten (Verschoor et al., 2006). Målvärdena är beräknade utifrån bakgrundsvärden i miljön tillsammans med långsiktiga miljöpolitiska mål. Detta innebär att målvärdena inte motsvarar bakgrundsvärden utan ses som en referens för markkvaliteten. Vid riskbedömningen beräknas koncentrationer utifrån maximalt tillåten risk för ekosystemet ( $MTR_{eko}$ ), och om  $MTR_{eko}$  inte överskrids anses ekosystemet tillräckligt skyddat. Känsligheten är beräknad utifrån HC5, den gräns som avgör när 5 % av organismerna uppvisar negativa effekter av utsläppen (Verschoor et al., 2006). Dessa värden benämns MTT, vilka tillsammans med bakgrundsvärden bildar MTR, som slutligen beskriver risknivån (Verschoor et al., 2006). Point of compliance (POC) för jordkriterierna är satt till en meter nedanför konstruktionen, och för grundvattenkriterierna en meter ner i den mättade zonen. I dessa två meter antas att marken fördröjer och kan hålla kvar föroreningarna (Dijkstra et al., 2013).

Tabell 5.

Tabellen presenterar faktorer som beaktats i riskbedömningen av användning av återvunna byggmaterial i Nederländerna. Geologiska antaganden, applikationsspecifik bedömning, högsta skyddsnivå samt POC och tidsaspekt för tre olika materialklasser går att utläsa.

	Bundna	Obundna	Obundet material med tätskikt	Referens
<i>Beaktade faktorer vid riskbedömning</i>				
Geologiska antaganden	Tester har genomförts för tre representerbara jordprofiler för Nederländerna: sand, torv och lera.			
Applikations-specifik bedömning	Hänsyn har tagits till bundna materials egenskaper. 300 mm nederbörd/år.	Hänsyn har tagits till obundna materials egenskaper. 300 mm nederbörd/år.	Hänsyn har tagits till applikationens egenskaper. 6 mm infiltration/år.	Verschoor et al. (2006); Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö, (2007a)
Högsta skyddsnivå	Omgivande ekosystem skyddas till en nivå där 95 % av mark- och vattenlevande organismer inte uppvisar negativa effekter av utsläppen. "Stand still"-princip tillämpas vilket innebär att maximalt 1 % av uppsatta målvärden får tillföras recipienten.			
Andra relevanta antaganden	Tidsberoende utlakning, vilket innebär att koncentrationen kommer att minska med tiden. POC <sub>jord</sub> = en meter nedanför konstruktionen. POC <sub>grundvatten</sub> = en meter ner i den mättade zonen. Tidsaspekt: 100 år.			

#### 4.3.2 Storbritannien

##### *End of Waste-kriterier i allmänhet*

M. Wharton (personlig kommunikation 22 april, 2021) från Mineral Products Association menar att Storbritanniens Quality Protocol initierades redan 2002 genom organisationen WRAP, och syftade till att minska efterfrågan på primära aggregat och istället främja användningen av återvunna och sekundära material. WRAP tog fram checklistor vilka säkerställde att den som producerar återvunna aggregat gör det på ett korrekt vis med efterlevnad av gällande avfallshantering. Fortsättningsvis berättar M. Wharton att Storbritanniens miljöbyrå (Environment Agency) godkände användningen av kvalitetsprotokollet, och det blev praxis att hänvisa till det vid beslutsfattande av avfallsreglering. För att miljöbyrån ska anse att de återvunna aggregaten är helt återvunna, och inte längre vara

avfall, behöver det användas i en konstruktion. Detta behöver ske i enlighet med en registrerad avfallslicens, och eventuellt andra registrerade avfallsaktörer. M. Wharton menar att kvalitetsprotokollet då erbjuder ett alternativ och så länge alla krav enligt protokollet uppfylls, kan innehavaren av det återvunna avfallet visa att det har bearbetats till godkända industristandarder. Detta innebar en minskad regelbörda. EU-standarderna var i detta fall en lämplig produktstandard och vid uppfyllelse av dessa kan aggregaten användas utan varken licens eller krav på registrerade avfallsaktörer.

Enligt M. Wharton (personlig kommunikation 2 mars 2021), fattades beslutet om Storbritanniens EoW-kriterier utifrån två huvudsakliga aspekter;

- Bevarandet av naturliga råvaror. Eftersom Storbritannien utgörs av en ö, och det faktum att naturliga råvaror är ändliga, är behovet av återvunna och sekundära material av ännu större vikt för att säkerställa framtida konstruktioner i Storbritannien.
- I Storbritannien finns det en begränsad plats för deponier, och mängden användbara material som lades på deponi var inte hållbar. Undersökningar på 80- och 90-talet visade att återvunna material uppfyller samma standard som naturliga aggregat.

#### *Riskbedömning och gränsvärden*

Enligt M. Wharton (personlig kommunikation, 22 april 2021) genomfördes utredningar under utvecklandet av de ursprungliga kvalitetsprotokollen, vilka visade att ingen signifikant risk för utlakning av skadliga föroreningar fanns i samband med användning av återvunna aggregat i korrekt utformade och konstruerade applikationer. Miljöbyrån i Storbritannien ansåg att lakttestning inte krävs om aggregaten följer en avfallsström från en känd och pålitlig källa. Däremot, i de fall där tvivel finns huruvida avfallet är förorenat, krävs lämplig riskbedömning och lakttestning.

Vid den senaste utvärderingen och riskbedömningen av kvalitetsprotokollet, visade miljöbyrån att det inte fanns någon signifikant risk för varken människans hälsa eller för miljön till följd av användning av återvunna aggregat (Environment Agency, 2013b). Riskbedömningen använde ett *worst case scenario* och använde modeller för grund- och ytvatten och människans hälsa. I tabell 6 presenteras vilka parametrar som inkluderats i riskbedömning av grundvattnet. Riskbedömningen beaktade tre olika nivåer i miljön med olika punkter för mätning av föroreningskoncentrationer. Nationella tröskelvärden användes som referens för grundvattnet, som tagits fram i samband med utvecklandet av

Storbritanniens avfallsprotokoll. De föroreningar som överstiger första nivån testades därefter enligt andra nivån, och så vidare (Environment Agency, 2013b). För sista nivån modellerades utlakningen för 10, 30 och 100 år (Environment Agency, 2013b).

**Tabell 6.**

Tabellen presenterar vilka faktorer som beaktats vid riskbedömning av utsläpp av föroreningar i samband med återvinning av byggmaterial enligt Storbritanniens EoW-kriterier. Riskbedömningen utgår ifrån ett *worst case scenario* och i tabellen läses geologiska antaganden, applikationsspecifik bedömning, högsta skyddsnivå samt POC och tidsaspekter.

Lagring av avfall utan tätskikt	Referens
<i>Beaktade faktorer vid riskbedömning</i>	
Geologiska antaganden	Hänsyn har tagits till jordprofiler representerbara för Storbritannien, med avseende på markens förmåga att fördröja och hålla kvar föroreningar.
Applikationsspecifik bedömning	Lagring av avfall utan tätskikt på mark med hög permeabilitet. Ingen utspädning av föroreningar i den mättade zonen.
Högsta skyddsnivå	Skydd av grundvattnet. Nationella tröskelvärden för grundvatten.
Andra relevanta antaganden	Tre olika POC har använts: <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Utlakningen i anslutning till konstruktionen jämförs direkt mot tröskelvärden.</li> <li>2. Mätningen görs i grundvattnet nedanför konstruktionen. Ingen försvagning i koncentration antas mellan källan och grundvattnet. En utspädningsfaktor tillämpas för att ta hänsyn till blandning med grundvattnet. Bakgrundhalter i grundvattnet beaktas.</li> <li>3. Mätning görs i grundvattnet 50 meter från källan. Utspädning och försvagning i koncentration antas. Tidsaspekt: Beräkningar genomfördes för 10, 30 och 100 år</li> </ol>
	Environment Agency (2013b).



### 4.3.3 Österrike

#### *End of Waste-kriterier i allmänhet*

Innan implementering av den nuvarande förordningen om återvunna byggmaterial fanns riktlinjer för återvinning av CDW, framtagna av den österrikiska branschorganisationen för återvinning av byggnadsmaterial. Den nuvarande förordningen togs fram i syfte att säkerställa en god hantering av återvunna byggmaterial samt att öka andelen återvinning i Österrike (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering, 2015).

Förutom EoW-kriterier fastställer förordningen regler för hur rivning av konstruktioner ska ske samt sortering och hantering av uppkomna avfall som inte är föremål för EoW. Således ska förordningen främja återvinning av högkvalitativt CDW, utöver endast återvinning genom EoW (Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering, 2015).

#### *Riskbedömning och gränsvärden*

Inför implementering av förordningen om återvinning av byggmaterial i Österrike, utförde den österrikiska miljöbyrån en utredning av effekterna på grundvatten till följd av användning av återvunnet byggmaterial (Döberl et al., 2014). Eftersom grundvattnet i Österrike enligt lag måste uppfylla dricksvattenkvalitet (Federala ministeriet för jordbruk, region och turism, 1959) genomfördes ingen regelrätt riskbedömning, utan snarare en utvärdering av effekterna av användning av återvunnet avfall i konstruktioner. För att kunna utvärdera alla tänkbara användningsändamål valdes tre *worst case scenarios* ut, vilka därmed kunde fastställa de främsta riskerna för grundvattnet. Referensvärden för fastställandet av gränsvärdena för utlakning och totalhalt baseras i första hand på miljökvalitetsnormer för grundvattnet (Döberl et al., 2014). På grund av att grundvattnet måste uppfylla dricksvattenkvalitet, beaktas således även dricksvattenstandarder, dels de nationella men även tyska referensvärden i det fall där nationella saknas (Döberl et al., 2014).

I tabell 7 presenteras en sammanfattning av de faktorer som använts vid utvärderingen av riskerna. Dels koncentrationen av föroreningar som lakas ut från konstruktionen, men även koncentrationen i grundvattnet tas med i beräkningarna, vilka skiljer sig mellan de olika scenarierna (Döberl et al., 2014). De utlakningskoncentrationer som användes i studien är hämtade från flertalet tidigare studier där olika typer av CDW studerats (Döberl et al., 2014). Flera geologiska faktorer typiska för Österrike togs hänsyn till, däribland jordarters förmåga eller oförmåga att hålla kvar föroreningar och vilken typ av mark som Österrike präglas av (Döberl et al., 2014). Eftersom ingen riskbedömning utförts, utnämndes ingen POC.

Däremot får inte grundvattnet förorenas eftersom det ska uppfylla dricksvattenstandard (Döberl et al., 2014).

**Tabell 7.**

Tabellen presenterar vilka faktorer som beaktats vid utvärdering av påverkan på grundvattnet till följd av återvinning av byggmaterial enligt Österrikes EoW-kriterier. Tre *worst case scenarios* representerar användningen och i tabellen läses geologiska antaganden, applikationsspecifik bedömning och högsta skyddsnivå.

	Obundet	Obundet med toppskikt eller bundet	Konstruktion i mättad zon	Referens
<i>Beaktade faktorer vid utvärdering av riskerna</i>				
Geologiska antaganden	Det återvunna byggmaterialet används i allmänhet på platser med sand eller grus, generellt med lågt organiskt innehåll och låg retentionskapacitet.			
Applikationsspecifik bedömning	Obundet material (utan tätskikt). Placering i nivå med högsta grundvattennivån. All utlakning transporteras till grundvattnet. 300 mm nederbörd/år. Utspädning antas.	(1) Obundet material med toppskikt med låg permeabilitet eller (2) bundet material utan toppskikt. Signifikant minskning av utlakning till grundvattnet. 300 mm nederbörd/år. Utspädning antas.	Utgrävda massor (obundet, utan toppskikt) placerat i den mättade zonen. 300 mm nederbörd/år. Ingen utspädning antas.	Döberl et al. (2014)
Högsta skyddsnivå	(1) Grundvatten: nationella miljökvalitetsnormer vilka beskriver god kemisk kvalitet av grundvatten. Ingen förorening av grundvattnet får ske. (2) Dricksvatten: standarder för dricksvattenkvalitet som säkerställer mänsklig hälsa.			
Andra relevanta antaganden	POC tillämpas ej. Ingen specifik tidsaspekt användes.			

#### 4.3.4 Finland

##### *End of Waste-kriterier i allmänhet*

Det främsta syftet med att införa en EoW-förordning i Finland grundar sig i flera faktorer; ökad säker återvinning av betong, minskad administrativ börda och ökad förutsägbarhet för verksamhetsutövaren (Kauppila et al.,

2018). Finland har sedan tidigare en förordning om återvinning av vissa avfall i markbyggnad (Miljöministeriet, 2018), vilken bygger på ett anmälningsförfarande. Den kommande förordningen som möjliggör för avfallet att tappa sin avfallsstatus ska således minska onödig regelmässig börda (Kauppila et al., 2018).

Enligt J. Reinikainen (personlig kommunikation, 26 mars 2021) är vissa avfallsströmmar, så som överskottsbetong som uppkommer i samband med framställning av betong, en helt ofarlig och riskfri avfallsström. Däremot menar Reinikainen att på grund av dess avfallsstatus, medföljer onödig regelmässig börda, vilken den nya förordningen syftar till att lätta på. Reinikainen förklarar att Finland har flera års erfarenhet av att jobba med frågor inom cirkulär ekonomi, och att den nya förordningen är en del i den styrmedelsmix som landet har antagit för att uppnå sina mål. Enligt Reinikainen är nationella politiska och strategiska mål och riktlinjer en del i Finlands framgång vad gäller återvinning av mineralt CDW. Reinikainen framhäver att välutformade politiska mål, engagemang och tydlig kommunikation mellan myndigheter och intressenter är tre väldigt viktiga faktorer för att åstadkomma ett väl fungerande samarbete i landet som sedan leder till den ökade återanvändningen och återvinningen.

#### *Riskbedömning och gränsvärden*

Gränsvärdena i den redan befintliga förordningen om återvinning av vissa avfall i markbyggnad skiljer sig från den kommande förordningen om EoW vad gäller antaganden vid riskbedömningen och således nivån på värdena (Miljöministeriet, 2018; Miljöministeriet, 2016). Den befintliga förordningen beaktar dels grundvattenkvaliteten men även dricksvatten, och utgår ifrån att utspädning av föroreningarna förekommer (Miljöministeriet, 2016). I den nya förordningen är gränsvärdena mycket mer restriktiva, vilket delvis beror på att ingen utspädning antas. Viss hänsyn togs till markkvaliteten, men J. Reinikainen menar att eftersom jordkvaliteten ändå påverkas av att en konstruktion anläggs, varpå beslutet togs att basera gränsvärdena på grundvattenkvaliteten. Därefter reglerar den befintliga förordningen användningsändamålen för avfallet genom i vilka konstruktioner det får användas (Miljöministeriet, 2018). Däremot, enligt J. Reinikainen, regleras i den kommande förordningen inte användningsändamålen samtidigt som utlakningen i princip ska uppfylla kraven för dricksvattenkvalitet. Detta leder till väldigt strikta gränsvärden, som enligt Reinikainen kan komma att bli ett hinder för återvinningen.

Riskbedömningen som ligger till grund för gränsvärdena i den kommande förordningen baseras till stor del på den redan etablerade metoden som togs fram i samband med den befintliga förordningen.

Skillnaderna, som nämnts ovan, är var i miljön gränsvärdena ska uppfyllas samt vilka referensvärden som använts (tabell 8). I övrigt anger J. Reinikainen att föreslagen metod från EU:s utredning (Saveyn et al., 2014) till stor del tillämpades. Anledningen till att drickvattenstandard användes som referens uppges vara att betongavfallet kan komma att användas för att användas i brunnar, vilket därmed skulle utgöra en risk vid för höga halter skadliga ämnen.

**Tabell 8.**

Tabellen presenterar vilka faktorer som beaktats vid riskbedömning av utsläpp av föroreningar i samband med återvinning av byggmaterial enligt Finlands kommande EoW-kriterier. Riskbedömningen utgår ifrån fri användning av materialet och i tabellen läses applikationsspecifik bedömning, högsta skydds nivå samt POC och tidsaspekt.

	Fri användning	Referens
	<i>Beaktade faktorer vid riskbedömning</i>	
Applikationsspecifik bedömning	Konstruktionen antas vara i direkt anslutning till recipienten, utan tätskikt, och ingen utspädning antas.	J. Reinikainen (personlig kommunikation 26 mars 2021);
Högsta skydds nivå	Utlakningen ska uppfylla nationella kvalitetsnormer för dricksvatten.	Saveyn et al. (2014)
Andra relevanta antaganden	POC är satt till direkt nedanför konstruktionen. Tidsaspekt 1000 år.	

#### 4.3.5 Tyskland

##### *End of Waste-kriterier i allmänhet*

Syftet med ramverket är att harmonisera lagstiftningen på nationell nivå, då återvinning och återanvändning av CDW redan är reglerat, men endast på delstatsnivå genom LAGA:s regelverk. (Bleher et al., 2016; Susset & Grathwohl, 2011). LAGA är organisation som hanterar avfallsfrågor i Tyskland, vilken i slutet på 90-talet gav ut ett regelverk för hur återvinningen av CDW i de olika tyska delstaterna skulle ske (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017). Implementeringsgraden av LAGA:s regelverk varierar mellan de tyska staterna, där vissa endast har regelverket som en rekommendation (Susset & Grathwohl, 2011). Däremot är det främsta problemet att LAGA:s regelverk motstrider Tysklands federala jordskyddslag, vilket således betyder att lagstiftningen behöver harmoniseras (Susset & Grathwohl, 2011). Därefter anges det i utkastet till ramverket att den nya regleringen

kommer att öka förutsägbarheten och minska den regelmässiga bördan (Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet, 2017).

#### *Riskbedömning och gränsvärden*

De gränsvärden som anges i den nya, planerade förordningen, är menade att ge ett säkert skydd av jord och grundvatten (Susset & Leuch, 2011). För att säkerställa skyddet av jord och grundvatten vidareutvecklades dels befintliga miljökvalitetsnormer för jord samt överväganden från olika statliga arbetsgrupper, däribland det befintliga regelverket LAGA (Susset & Leuch, 2011). Enligt Susset & Grathwohl (2011) togs nya kriterier för gränsvärden fram för att säkerställa att den nya förordningen överensstämmer med den tyska federala jordskyddslagen, och säkerställa ett skydd av grundvattnet;

- Ackumuleringen av föroreningar 1 meter nedåt i markzonen nedanför konstruktionen måste inom 200 år vara mindre än 50 % av en s.k. *filterkapacitet* (nationellt framtagna term). Filterkapaciteten utgörs av miljökvalitetsnormen för jord minus bakgrundskoncentrationen i marken.
- Inom 200 år måste det utlakade vattnet, 1 meter ovanför grundvattennivån, uppfylla de tyska gränsvärdena för grundvatten.

Riskbedömningen utgår ifrån föroreningarnas egenskaper och hur dessa beter sig vid transport genom såväl konstruktionen som mark ner till grundvatten men hänsyn tas även till vilken typ av jordprofil som det återvunna avfallet ska komma att installeras på (Susset & Grathwohl, 2011). Antaganden för riskbedömningen presenteras i tabell 9. Två olika kategorier av föroreningar, salter samt metaller och oorganiska föreningar, har tagits fram vilka särskiljs på grund av deras olika egenskaper (Susset & Grathwohl, 2011). Till skillnad från övriga länder har Tyskland valt att ta fram mer än 120 situationsspecifika scenarier, snarare än ett fåtal allmänna användningsändamål, för att därefter kunna bedöma föroreningens risker utifrån hur byggmaterialerna ska användas (Dijkstra et al., 2013). Då gränsvärden ska vara uppfyllda innan de når grundvattnet (POC är satt till 1 meter under konstruktionen), kan inte en eventuell utspädning av föroreningarna tas med i beräkningarna (Dijkstra et al., 2013; Susset & Grathwohl, 2011). Vid utvecklandet av gränsvärdena togs beslutet, baserat på undersökningar, att endast ett fåtal ämnen var relevanta att reglera (se bilaga 2) (Susset & Grathwohl, 2011). Tyskland reglerar minst antal ämnen.

**Tabell 9.**

Tabellen presenterar vilka faktorer som beaktats vid riskbedömning av utsläpp av föroreningar i samband med återvinning av byggmaterial enligt Tysklands kommande EoW-kriterier. Riskbedömningar har genomförts för mer än 120 konstruktioner i vilka återvunnet byggmaterial kan användas inom, och utgår därefter ifrån salter och metaller och oorganiska föroreningars egenskaper. I tabellen läses geologiska antaganden, applikationsspecifika bedömningar och högsta skyddsnivå. Därefter läses även antaganden utifrån föroreningarnas egenskaper samt POC och tidsaspekt.

Mer än 120 konstruktionsspecifika bedömningar		
Salter	Metaller och oorganiska föreningar	Referens
<i>Beaktade faktorer vid riskbedömning</i>		
Geologiska antaganden	Genomsnittliga standardprofiler (för Tyskland) för sand och lerjord.	
Applikationsspecifik bedömning	>120 konstruktionsspecifika antaganden, vilka tar hänsyn till konstruktionens egenskaper vad gäller permeabilitet och utspädningseffekt m.fl.	
Högsta skyddsnivå	(1) Mark och (2) grundvatten. (1) Ackumuleringen av föroreningar i en meters marklager får inte överstiga mer än 50 % av filterkapaciteten inom 200 år. Detta gränsvärde grundar sig i ekotoxikologiska tester för ackumulering av föroreningar. (2) 1 meter ovanför grundvattennivån måste det utlakade vattnet uppfylla miljökvalitetsnormen för grundvatten s.k. tröskelvärden. Tröskelvärdena är beräknade utifrån ekologiska och mänskliga toxikologiska tester, och motsvarar nivån för inga detekterbara effekter.	
Andra relevanta antaganden	Tidsberoende utlakning: koncentrationen kommer att minska med tiden.	Konstant, eller genomsnittlig källterm, vilket innebär att ingen minskning av koncentration antas.  POC för grundvatten är satt till 1 m ner i marken. Tidsaspekt: 200 år.
		Susset & Grathwohl (2011); Dijkstra et al. (2013)

## 4.4 Återvinningsfrämjande strategier

Utifrån figur 4 framkommer att andra länder än de som studerats i detta arbete har uppnått en hög andel återvinning (mer än 70%). I kombination med ovan framkomna resultat är det således rimligt att dra slutsatsen att

det finns alternativ till att ta fram EoW-kriterier som likväl leder till en ökad andel återvinning. Vid läsning av litteratur framkom andra styrmedel och strategier som pekats ut som framgångsrika, vilka översiktligt presenteras nedan.

Utöver att ta fram nationella EoW-kriterier, likt studerade länder ovan har gjort, finns en möjlighet given av artikel 6 i avfallsdirektivet (2008/98/EG) att från fall till fall avgöra avfallets status och följaktligen återvinna avfallet. Nackdelen med att från fall till fall avgöra avfallets status är att EoW-statusen endast är applicerbar för det aktuella medlemslandet (Monier et al., 2017). Att helt eliminera avfallsstatusen för ett material för att istället ge det produktstatus, innebär administrativa befrielser och möjligheter för handel (Monier et al., 2017). Att klassificera något som biprodukt snarare än avfall är likaså en möjlighet att undvika kraven som följer avfallslagstiftningen (Gálvez-Martos et al., 2018).

För att användningen av återvunnet avfall i konstruktioner ska ske krävs att tillverkningen av återvunna byggprodukter kostar mindre än motsvarande jungfruliga råvaror samt att det finns en marknad för ändamålet (Wahlström et al., 2020). Styrmedel så som skatt på jungfruliga råvaror, grön upphandling, och förbud mot deponi har visats ha effekt på marknaden och kan styra utvecklingen i rätt riktning (Wahlström et al., 2020; Dri et al., 2018; Monier et al., 2017).

EU har genom en rapport identifierat aspekter som ger bäst hantering av CDW ur en miljösynpunkt (Dri et al., 2018). Politisk styrning är viktigt, där tydliga och mer ambitiösa mål än EU listas som en nödvändighet (Dri et al., 2018). Därefter är det viktigt att involvera lokala intressenter och aktörer i frågan, eftersom hantering och återvinning av CDW ofta styrs av privata aktörer. Fortsättningsvis är utökad kontroll och tydliga regler avseende återvinning viktigt, för att förenkla processen för återvinning även för mindre företag. En avfallsplan på lokal nivå är ett mer eller mindre krav, för att på ett tydligt vis kunna kommunicera målen (Dri et al., 2018). Avslutningsvis, även om en cirkulär ekonomi på många sätt skiljer sig från den linjära, bör samma regler inom ekonomin gälla (Grafström & Aasma, 2021). Detta innebär att grundläggande faktorer så som rätt till privat ägande och möjlighet till att tjäna pengar, tydliga nationella regler och möjlig konkurrens kommer att påverka den cirkulära ekonomins utveckling. Genom att ta bort hinder som försvårar nämnda aspekter, ges ett ökat utrymme för cirkulära lösningar, som exempelvis återvinning av mineralt CDW (Grafström & Aasma, 2021).

## 5. Diskussion

### 5.1 Diskussion med hänsyn till frågeställningar

Genom detta arbete har utformning och beslutsgrunder för nationella EoW-kriterier i olika EU-länder studerats. Frågeställningarna som initialt sattes upp inför detta arbete öppnar upp för en djupare diskussion som förs nedan.

#### 5.1.1 Likheter och skillnader i utformning av EoW-kriterier

##### *Generell utformning*

Resultaten av detta arbete visar att EoW-kriterierna i de olika länderna innehåller i stor utsträckning samma beståndsdelar. Eftersom samtliga länder är skyldiga att följa EU:s regelverk och de krav på innehållet som avfallsdirektivet (2008/98/EG) sätter upp, är denna del av resultatet relativt förväntad. Likheterna finns i att nästan alla länder reglerar utlakning och totalhalt genom gränsvärden, och att samtliga länder kräver någon slags kvalitetskontroll genom certifiering eller genom en tredjepartsinspektion. Ytterligare likheter är att alla länder har infört flera materialklasser samt har infört olika tillåtna användningsändamål för de olika materialklasserna. I flera länder är det endast vissa materialklasser som kan förlora sin avfallsstatus.

Enligt EU:s rapport om EoW är kvalitetsförsäkran viktig för att användaren av det återvunna avfallet ska se det som en nytillverkad produkt (Delgado et al., 2009). Författarna till rapporten menar att användare i större utsträckning efterfrågar återvunna aggregat än avfall som ännu inte förlorat sin avfallsstatus, även om kvaliteten är densamma. Endast i Finland, Nederländerna och Storbritannien kan samtliga materialklasser uppnå EoW-status. Detta kan ses som fördelaktigt ur flera perspektiv, dels genom att fler användare är villiga att välja återvunna aggregat framför jungfruliga material. Därefter försvinner de administrativa krav som



medföljer avfall och kan ytterligare minska konkurrensen mot jungfruligt material.

Det finns således en skillnad i vad som menas med End of Waste i de olika länderna, vilket speglas genom tillåten användning av det återvunna avfallet. Exempelvis, i Finland finns endast en uppsättning gränsvärden vilka ska reglera alla användningsändamål som ställer krav på utlakning enligt förordningen. Till skillnad från Finland, ställer övriga länder krav genom olika uppsättningar gränsvärden för olika materialklasser. Nederländerna, Österrike och Tyskland skiljer på hur obundet och bundet material får användas, genom olika gällande gränsvärden för utlakning som medför olika risker beroende på i vilken konstruktion de används inom. Storbritannien gör också skillnad på hur avfallet får användas genom olika standarder. Det går således att reflektera kring huruvida det är materialets egenskaper så som obundet eller bundet, eller snarare användningsändamålet som avgör avfallets EoW-status. Det är visserligen inte helt förvånande att krav ställs på användningen av det återvunna avfallet, eftersom det i många fall även görs på användningen av nytillverkade produkter eller jungfruligt material. På EU-nivå finns byggproduktförordningen vilken reglerar och harmoniserar varor och tjänster på marknaden, i vilken även nytillverkade byggprodukter regleras. Samtliga länder kräver någon typ av kvalitetskontroll som en del i återvinningsförfarandet för att säkerställa att det återvunna avfallet uppfyller kriterierna.

Det finns både likheter och skillnader i vilka avfall som accepteras för återvinning enligt EoW-kriterierna. Velzeboer & Van Zomeren (2013) menar att vid export och import av återvunna aggregat underlättar det faktum att tillåtna avfall överlappar mellan länderna. Däremot, för att gränsöverskridande transporter ska kunna ske, krävs att kvaliteten på det återvunna avfallet uppfyller det mottagandets landets kriterier. Utifrån resultaten av detta arbete, förekommer för stora olikheter mellan de olika länderna för att fri export och import ska vara möjlig vilket diskuteras mer nedan. Diskussionen kring export och import av minerala massor är endast relevant under förutsättningen av det faktiskt sker, vilket i verkliga sammanhang är relativt osannolikt. Vid antagandet att denna typ av material istället är en ytterst lokal produkt är diskussionen kring export och import därför inte intressant.

Därefter är det skillnad i hur många materialklasser som de olika länderna infört, något som påverkas av materialets egenskaper och användningsändamål. Tyskland utmärker sig med ett stort antal materialklasser och ett omfattande regelverk på hur och var materialen får användas. I Tyskland skiljer sig användningsändamålen beroende på vilken jordtyp som konstruktionen ska appliceras på, vilket är unikt för landet.

Resterande länder har endast beaktat geologin i riskbedömningsprocessen men inte infört restriktioner utifrån jordtyp. I jämförelse med Finland, kan Tysklands utformning ses som väldigt mer komplicerat, något som skulle kunna påverka hur mycket som återvinns. Däremot, på grund av Finlands mer strikta design, skulle en del återvinning kunna gås miste om, något som Hjelm et al (2013) framhåller är en risk vid för strikta gränsvärden.

### *Beslut om End of Waste*

Nederländerna, Österrike, Storbritannien och Tyskland hade som praxis att återvinna CDW redan innan införandet av EoW-kriterier, genom vägledning som på sedan vidareutvecklats till dagens EoW-kriterier. Dessa länder anger även att det var ett naturligt steg att ta fram EoW-kriterier. Detta resultat tyder på att beslutet att ta fram EoW-kriterier inte grundar sig i explicit önskan om ökad återvinning, utan snarare ett sätt att förenkla processen. Denna slutsats styrks av att flera länder (Nederländerna, Finland och Tyskland), uppger att minskad regelmässig och administrativ börda var en av anledningarna till införandet av EoW-kriterier. I sin tur tyder detta på att länderna redan haft en välfungerande marknad för återvinning.

EoW-kriterier kan däremot vara den pusselbit som leder till att produktionen av återvunna aggregat ökar och även försäljningen av dem, eftersom avfallet förlorar sin avfallsstatus. Detta resultat överensstämmer med Monier et al. (2017), som i sin studie finner att majoriteten av de länder inom EU som producerar störst mängd återvunna aggregat, har EoW-kriterier på plats.

Därefter framkommer att rättslig förutsägbarhet och säker återvinning är två anledningar till varför studerade länder har valt att ta fram EoW-kriterier. Samtliga länder beskriver viljan att styra efterfrågan av byggmaterial mot återvunna material som ett motiv för EoW-kriterier. Storbritannien är däremot det enda landet som anger att bristen på råvaror i framtiden till följd av landets lokalisering var ett av motiven för införandet av EoW-kriterier. Nederländerna är det enda landet som använder samma regelverk för nyproducerade byggprodukter som för återvunna, och uttryckligen avser höja kvaliteten på byggprodukter för att kunna öka andelen som återvinns i framtiden. Denna strategi kan ses som effektiv då en mer långsiktig avfallshantering säkras.

Ovan resonemang tyder på att det inte är EoW-kriterierna i sig som leder till ökad återvinning, utan snarare underlättar för tillverkarna av återvunna aggregat att genomföra processen. Nationella EoW-kriterier är således inget krav för att uppnå en högre andel återvinning, däremot som även nämnts ovan kan en mer effektiv återvinningsprocess leda till att mer avfall återvinns.

### *Riskbedömningar*

De riskbedömningar och utredningar som ligger till grund för gränsvärdena som anges i EoW-kriterierna är genomförda på olika sätt med olika antaganden. I Storbritanniens fall motiverar utredningen att reglering genom gränsvärden för utlakning och totalhalt i normalfallet inte är nödvändigt, vilket är unikt för landet. Då riskbedömningen som genomförts för Storbritannien inte skiljer sig anmärkningsvärt från resterande länder, är det intressant att de har kommit fram till en annan slutsats än övriga länder. En förklaring kan vara att Storbritannien har mindre förorenade CDW, vilket även riskbedömningen pekar på (Environmental Agency, 2013b). Tyskland och Nederländerna inkluderar miljökvalitetsnormer för jord som referensvärden, medan Österrike baserar sina gränsvärden på miljökvalitetsnormer för grundvatten. De lägsta gränsvärdena finns i Finlands EoW-kriterier, vilket är förväntat eftersom det utlakade vattnet i princip måste uppfylla dricksvattenstandard. I Storbritanniens utredning anges skydd av grundvattnet som referens.

Resultaten visar att det finns både likheter och skillnader mellan de gränsvärden som används för att reglera utlakning hos länderna, samt i nivån på gränsvärden. Samtliga länder utom Tyskland, använder L/S 10 vid beräkning av gränsvärdena. Tyskland använder däremot L/S 2, vilket innebär att direkt jämföra Tysklands gränsvärden med övriga är svårt. Dessutom anges de tyska gränsvärdena i enheten mg/L och i vissa fall µg/L, till skillnad från mg/kg TS som resterande länder använder. En omvandling av enheterna hade varit möjlig för specifika materialslag, men även då ges bara en grov uppskattning. Skillnaden mellan de olika enheterna är hur föroreningarna mäts, där mg/kg TS beskriver mängden föroreningar som får uppmätas inom en viss tid, medan mg/L är en koncentration som ger ett mått på hur mycket som får lakas ut för stunden. Båda måtten kan innebära mer strikta restriktioner på sitt sätt, och generellt antas att mängden föroreningar som lakas ut avtar med tiden. Vid initialt höga utlakningskoncentrationer kan enheten mg/L vara ett hinder om gränsvärdena är för låga. Likväl kan mg/kg TS vara en begränsande enhet vid låga gränsvärden och långa tidsaspekter.

Enligt Dijkstra et al. (2013) som analyserat Nederländernas och Tysklands gränsvärden för utlakning och riskbedömning, är det egentligen svårt att på ett rättvist sätt jämföra denna typ av gränsvärden. Författarna menar att fokus istället behöver ligga på att jämföra de ingående komponenterna i riskbedömningen, för att på så vis kunna urskilja vilka likheter och skillnader som finns. Det är därför mindre givande att jämföra gränsvärdena i bilaga 2 rakt av, utan att ta hänsyn till resultaten i avsnitt 4, så som POC eller L/S kvot. Därefter menar även Velzeboer & Van Zomeren (2013), som likaså har undersökt EoW-kriterier inom EU, att en jämförelse

av gränsvärden för utlakning är svår att genomföra på ett tillförlitligt vis. Författarna menar till exempel att Nederländerna och Österrike använder olika testmetoder vilket därmed speglas i härledningen av gränsvärdena. Till skillnad från Dijkstra et al. (2013), jämförs i detta arbete inte nivån på gränsvärdena för Tyskland med övriga länder, då rätt förutsättningar inte finns för en korrekt jämförelse. Däremot menar Dijkstra et al. (2013) att Nederländernas och Tysklands riskbedömningar till viss del är lika, framförallt vad gäller målsättningar och skydd av miljön. Detta är något som överensstämmer med resultaten i avsnitt 4.3, då både Tyskland och Nederländerna beaktar jordkvaliteten och grundvattnet i sina riskbedömningar.

Vid en översiktlig jämförelse av Nederländernas, Österrikes, Finlands och där det är möjligt, Tysklands, gränsvärden för utlakning och totalhalt är nivån på gränsvärdena i stora drag lika. Finland sticker ut med de lägsta värdena, och Nederländerna med generellt högsta värden. Nederländerna reglerar allra flest ämnen, och Tyskland minst antal. Tyskland använder  $\mu\text{g/L}$  som enhet, vilket tyder på att de förväntar sig väldigt låga koncentrationer i lakvattnet. I samband med denna förväntning om låga koncentrationer och ett litet antal ämnen som regleras, kan en slutsats vara att Tyskland generellt har oförorenade bygg- och rivningsmaterial för den materialklass gränsvärdena avser. Alternativet är att Tyskland medvetet har en mindre strikt reglering. Med tanke på EU:s krav om att inte påverka miljön i negativ mening, är den första slutsatsen mer trolig. Mindre förorenade avfall kan även vara en anledning till landets sedan tidigare höga andel återvinning.

Fortsättningsvis, förklaringar till utformningen av gränsvärdena kan ges genom att ta hänsyn till ingående komponenter i riskbedömningarna, liksom Dijkstra et al. (2013) föreslår. Både Finland och Österrike refererar till dricksvattenstandarder, men Finlands värden är lägre. En orsak till denna skillnad är troligen var i miljön gränsvärdena ska vara uppfyllda, d.v.s., POC. Österrike har inte utsett en POC, men anger att grundvattnet ska uppfylla dricksvattenstandard. I Finland däremot, ska det lakvattnet direkt i anslutning till konstruktionen uppfylla dricksvattenstandard. Denna skillnad kommer således att påverka nivån på gränsvärdena, eftersom viss utspädning kan förekomma mellan konstruktionen och transporten ner till grundvattnet. Ytterligare en skillnad är att i Österrike görs skillnad mellan obundet och bundet material, samt i vilken konstruktion det återvunna avfallet används inom. Det är därmed något förväntat att Österrikes gränsvärden är något mindre strikta eftersom hänsyn tas till i vilken konstruktion avfallet används i. Dessutom, Finland beaktar den längsta tidsperioden (1000 år), vilket likaså resulterar i lägre gränsvärden.

Huruvida helt fri användning, eller *sann End of Waste*, är rätt väg att gå är värt att fundera över, eftersom det ger en snäv tolkningsmöjlighet av vilka avfall som går att återvinna. I enlighet med vad EU:s rapporter rekommenderar (Delgado et al., 2009; Villanueva et al., 2019) bör således optimala EoW-kriterier inte vara anpassade efter helt fri användning utan ta hänsyn till konstruktionen i vilken avfallet avses användas inom. Återigen kan EoW-kriterierna jämföras mot byggproduktlagstiftningen, och slutsatsen dras att nytillverkade byggprodukter sällan ställs inför samma höga krav som helt fri användning av avfallet skulle innebära. EU:s rekommendation om att införa restriktioner på användningen är därmed befogad. Finlands EoW-kriterier inkluderar endast en uppsättning gränsvärden för utlakning och totalhalt, och spelrum ges ej för vilken konstruktion materialet används inom vilket riskerar att skapa en för strikt lagstiftning. Dessutom är det befogat att kräva att gränsvärdena för utlakning och totalhalt för ett återvunnet material aldrig ska överstiga de för en nytillverkad produkt. Nederländerna har löst detta genom att använda samma uppsättning gränsvärden för nytillverkade som återvunna material.

Avslutningsvis går det att konstatera att riskbedömningarna som ligger till grund för gränsvärdena som reglerar utlakning och totalhalt skiljer sig mellan länderna. Nivån på gränsvärdena skiljer sig inte anmärkningsvärt, utan är generellt i samma storleksordning. Skillnader finns i antal ämnen som regleras samt ingående komponenter i riskbedömningarna och utvärderingarna. På grund av olikheter som finns i ingående komponenter är en rättvis jämförelse av endast själva värdet svår att genomföra. Genom att jämföra de ingående komponenterna kan det konstateras att riskbedömningarna skiljer sig åt och olika hänsyn har tagits till de olika faktorerna.

#### *Förhållande till Sveriges nuvarande vägledning*

Den riskbedömning som ligger till grund för Naturvårdsverkets vägledning om återvinning av avfall inom anläggning liknar till viss del den som Finland utfört, eftersom båda avser fri användning. En skillnad är att i vissa fall är Finlands gränsvärden lägre än de maximala nivåer som används i Sverige. Genom intervjun framkom att Finlands kommande EoW-kriterier kritiserats för att vara för strikta, vilket hämmar återvinning. Utifrån tidigare forskning som framkommit under detta arbete, och i enlighet med EU:s rekommendationer, bör gränsvärden för utlakning och totalhalt anpassas efter användningsändamål (Delgado et al., 2009; Villanueva et al., 2010), vilket varken den svenska eller finska utformningen gör. Däremot finns ytterligare möjlighet i Finland till återvinning genom den befintliga

förordningen och allmänna regler, vilket troligen är anledningen till högre andel återvinning än i Sverige.

I Nederländerna uppges att 95% av alla mark- och vattenlevande organismer avses skyddas genom EoW-kriterierna, vilket är samma nivå av skydd som anges i den svenska vägledningen för fri användning. Skillnaden mellan Nederländernas högre nivå på gränsvärden för utlakning är att avfallet delas in i materialklasser och därmed olika restriktioner i användningsändamål, vilket medför högre gränsvärden. I samband med att den nuvarande vägledningen i Sverige omarbetas och begrepp förändras, skulle en möjlig väg att gå vara att ersätta fri användning av avfallet med specifika användningsändamål vilka tar hänsyn till konstruktionen.

### 5.1.2 Strategi för ökad återvinning

#### *Avfallsmängder*

Inledningsvis motiveras detta arbete utifrån att Sverige inte uppnår EU:s återvinningsmål om 70% återvinning av CDW, samt att övriga länder inom EU presterar mycket bättre. Detta tydliggörs sedan ytterligare i de figurer som presenteras i avsnitt 4.1. Därefter förtydligas även vilka mängder avfall som hanteras i de olika länderna, vilket även jämförs mot Sveriges siffror. Jämfört med Finland, återvinner Sverige drygt samma mängd som Finland per capita. Däremot producerar Sverige, enligt uppgifterna från Eurostat, mer avfall per capita än Finland. Jämfört med Tyskland, Storbritannien, Österrike och Nederländerna producerar och återvinner Sverige per capita bara en bråkdel. Å ena sidan, utifrån antagandet att dessa länder bygger och producerar avfall i samma utsträckning som Sverige och Finland per capita, tyder det på att statistiken är felaktig eftersom det finns så stora skillnader. Å andra sidan, kan en viss skillnad i generering och återvinning av avfall vara förväntad, eftersom både Sverige och Finland är mer glesbefolkade länder än resterande vilket skulle kunna ge andra förutsättningar angående bygg och rivning. Emellertid är samtliga länder välutvecklade, har en god ekonomisk status och tillväxt, vilket därmed skulle generera likande siffror per capita vad gäller avfallsproduktion. Givet att proportionerna mellan återvinning och produktion stämmer, trots att de totala siffrorna är felaktiga, tyder detta på att Sverige återvinner för lite. Denna slutsats stöds av Monier et al. (2017), som visar att försäljning av återvunna aggregat i Sverige är liten. Däremot ska det ändå understrykas att statistiken från Eurostat har sina brister, och bör inte resultera i några direkta slutsatser. I avsnitt 5.2 diskuteras statistiken djupare.

### *Främjande av återvinning*

Utifrån figurerna i avsnitt 4.1 framgår det att samtliga studerade länder har en hög andel återvinning, med eller utan EoW-kriterier på plats. Därefter framgår även från figur 4 att andra länder som inte studerats i detalj i detta arbete har höga nivåer av återvinning. Tidslinjerna i figur 6 bör dessutom analyseras utifrån ett helhetsperspektiv, där ett lands samtliga återvinningsfrämjande verktyg tas hänsyn till. Som även nämnts tidigare, är det troligt att EoW-kriterier inte är den ensamt avgörande faktorn i frågan om hög andel återvinning, eftersom övriga länder då inte skulle uppvisa så höga siffror. Däremot kan EoW-kriterier troligen vara en del i lösningen. Som nämnts ovan har de länder som producerar mest återvunna aggregat, eller produkter från återvunnet avfall, EoW-kriterier på plats (Monier et al., 2017). En slutsats av detta kan vara att det inte nödvändigtvis är EoW-kriterier som leder till ökad återvinning, utan snarare helheten av möjliga verktyg för återvinning och hur avfallsfrågor diskuteras på en politisk nivå. Denna teori stöds av det faktum att flera länder väljer att införa EoW-kriterier för att minska regelbördan och den administrativa belastningen. Detta innebär att EoW-kriterier skapas och införs som ett svar på hög andel återvinning, snarare än ett medel för att öka återvinningen. För att med säkerhet veta vilka styrmedel som leder till ökad återvinning behöver en mer omfattande analys ske, vilken tar hänsyn till alla återvinningsfrämjande styrmedel och andra faktorer inom ett land. Exempelvis är allmänna regler för undantag från anmälan och tillstånd för återvinning ett centralt verktyg i flera EU-länder som bidragit till ökad andel återvinning (Delegationen för cirkulär ekonomi, 2020).

Naturvårdsverket har som nämnts inledningsvis fått i uppdrag av regeringen att analysera förutsättningarna för EoW i Sverige. Resultatet av detta arbete kan stödja Naturvårdsverket i sin analys, genom att visa hur andra länder har gått tillväga, och även visa på vad som är bra strategier. Detta i sin tur kan leda till att Sverige kan öka återvinningen av CDW och likaså sin miljöprestanda. Resultaten från både litteratur (Wahlström et al., 2020; Dri et al., 2018) och intervju (J. Reinikainen, personlig kommunikation 26 mars 2021) visar att det krävs välutvecklade politiska mål och riktlinjer för att uppnå ökad återvinning av CDW. Således kan styrmedel med hjälp av resultat som detta arbete medfört utvecklas, och bidra till en ökad återvinning och en hållbar utveckling kan främjas.

Forskning visar att om helt fri användning ska användas i Norden, där grund- och ytvattenskydd i synnerhet är viktigt för dricksvatten, behöver gränsvärdena vara så pass strikta att endast en begränsad mängd avfall uppfyller kriterierna (Hjelmar et al., 2016). Detta stärker ytterligare argumentet för att utforma EoW-kriterierna så att hänsyn tas till i vilken konstruktion avfallet används.

## 5.2 Metoddiskussion

Vid sökning av bibliografisk litteratur användes pålitliga sökmotorer (Web of Science samt LUBSearch). Däremot, för sökning av nationella utredningar och lagstiftning användes Google, vilket i viss mån är en mer opålitlig sökmotor eftersom det inte går att förfina sökningar på samma sätt som i de två andra. Emellertid har sökningarna i Google kompletterats med mailförfrågningar om specifika utredningar, för att säkerställa att viktig information inte missades.

En stor osäkerhet i detta arbete är den språkliga barriären. En del rapporter har översatts till svenska och engelska, men det innebär att utrymme för feltolkningar ges. I situationer där tolkning har varit svårt, har hjälp inhämtats från det aktuella landets branschorganisationer eller myndigheter. Således, trots den språkliga barriären, anses resultatet i detta arbete vara tillförlitligt.

Ytterligare en osäkerhet är användningen av EU:s statistik från Eurostat. Kritik har riktats mot databasen (Monier et al., 2017), då kvaliteten på data kan skilja sig markant mellan länderna. Exempelvis är det relativt osannolikt att Sverige och Finland genererar en fjärdedel så mycket avfall per capita som Tyskland. Då alla tre länder med största sannolikhet bygger och river i samma utsträckning, och således inte genererar så markant skilda mängder avfall, är det mer troligt att länderna rapporterar in avfallsstatistiken olika. Detta i sig är ett problem vilket även har lyfts som något som kan påverka huruvida EU:s återvinningsmål har uppnåtts eller inte, eftersom det finns oklarheter kring hur mycket som faktiskt återvinns inom ett land. Å ena sidan, pekar tidigare forskning på att EU:s statistik inte är tillförlitlig och att inga konkreta slutsatser kan dras utifrån given data (Monier et al., 2017). Å andra sidan är Eurostat EU:s organ för hantering och sammanställning av statistik, och är det underlag som finns att tillgå. Ett alternativ hade självfallet varit att hämta data från de enskilda länderna för jämförelse, men det ansågs vara utanför omfattningen av detta arbete. Dessutom är det de enskilda ländernas uppdrag att rapportera in data till Eurostat, vilket innebär att kvaliteten bör motsvara den på nationell nivå. Det går inte att dra en slutsats kring huruvida EoW-kriterier leder till förändring i andel återvinning utifrån given data, eftersom det troligen påverkas av flertalet faktorer. För syftet av detta arbete, är det däremot intressant att skapa en överblick, samt uppmärksamma rådande kvalitet av data.

Ett moment i detta arbete som skulle ha utökat nyanseringen på resultatet hade varit att inkludera fler intervjuer. Tack vare transparensen i de länder som studerats, har majoriteten av resultatet funnits i rapporter



och artiklar, och således kunnat läsas. Dessutom har betydande luckor kunnat fyllas genom mailkorrespondens.

### 5.2.1 Etisk reflektion

Arbetet inkluderade personlig kommunikation, varav etiska övervägande framförallt bör beaktas inför intervjun (Vetenskapsrådet, 2017). Dessa överväganden är viktiga för att arbetet ska uppnå en så hög grad av transparens och tillförlitlighet som möjligt. Exempelvis är det viktigt att informanterna är medvetna vad de deltar i, samt var informationen ska användas till och att samtycke till nyttjande av informationen finns. Användningen av lagstiftningsmaterial, förarbeten och utredningar anses inte medföra några etiska risker, då denna redan är publicerad och även ofta för offentligheten att läsa. Därför görs bedömningen att dessa data redan har genomgått en etisk analys och publicerad därefter. Slutligen, eftersom insamlad data inte är direkt knuten till enskilda individer, anses risken för att etiskt problematiska situationer ska uppstå som liten.

De flesta forskningsprojekt medför vissa etiska överväganden, vilka alltid bör ställas i relation till de vinster som projektet kan resultera i (Vetenskapsrådet, 2017). Då resultatet av detta projekt förväntas medföra input till hur Sverige kan förbättra sin strategi gällande återvinning, och därmed stor miljönytta, görs bedömningen att vinsten av projektet väger tyngre än de eventuella riskerna.

## 5.3 Framtida studier

För att fortsätta studera detta ämne, finns flera intressanta spår att gå vidare med. Det hade varit intressant att undersöka hur en svensk tillämpning skulle se ut om Sverige väljer att anta EoW-kriterier, och vilket resultat det ger. Vad gäller riskbedömningar och val av gränsvärden, hade EU-gemensamma toxicitetsbedömningar av skadliga ämnen varit intressanta att studera. Då förutsättningarna och yttre förhållanden skiljer sig påfallande mellan EU:s länder, vore det inte lämpligt att ta fram gemensamma gränsvärden. Däremot, en bas för riskbedömning genom en allmän toxicitetsbedömning, skulle vara givande eftersom de oorganiska ämnena som vanligtvis ingår i EoW-kriterierna är lika skadliga för människans hälsa vart man än befinner sig.

## 5.4 Förslag till svensk strategi

Nedan presenteras förslag på åtgärder för Sverige som har växt fram ur detta arbete, vilka syftar till att öka mängden återvinning av bygg- och rivningsavfall. Förslagen är inte unika för Sverige, utan hämtade genom inspiration från andra länder. Genom ett ökat politiskt engagemang kan ökad kontroll av återvinning skapas, vilket i sin tur kräver tydliga regler och bättre tillsyn.

### ➤ *Modernisera och utveckla lagstiftningen för avfallshantering*

Gemensamt för studerade länder är att de under en längre tidsperiod, ibland över flera politiska mandatperioder likt Finland, på ett strukturerat vis utvecklat avfallshanteringen. Tydliga målsättningar och god kommunikation med intressenter och aktörer pekas ut av både litteratur och intervju som nödvändiga aspekter. EU:s återvinningsmål om 70% återvinning till 2020 uppnåddes inte i Sverige, och målet i sig har även kritiserats för att vara att inte gynna resurseffektiv eller miljömässigt säker återvinning av CDW (Arm et al., 2017). Ett förslag är följaktligen att Sverige behöver stärka sin avfallsplan med nationella målsättningar som är anpassade efter svenska avfallsflöden och som involverar marknadens intressenter och aktörer. Fortsättningsvis krävs även ökad kontroll genom tydligare regler och tillsyn för att underlätta för mindre företag att återvinna.

### ➤ *Skapa en marknad för återvunnet avfall*

För att EoW-kriterier ska ge någon effekt krävs en välfungerande marknad för återvunnet avfall. Utifrån resultaten är det tydligt att det krävs bättre riktlinjer och precisa styrmedel för att styra svenska aktörer mot att använda återvunna material, framför jungfruliga råvaror. Genom att öka kunskapen om återvunna aggregats faktiska kvalitet bland aktörer inom bygg- och anläggning kan efterfrågan höjas, och mer återvunnet material ges plats på marknaden. Det stora hindret i denna fråga handlar däremot om vilka verktyg som finns tillgängliga för att återvinning ska vara möjlig. EoW-kriterier är ett av dessa verktyg, men utifrån resultaten är det tydligt att det finns andra att tillgå, exempelvis allmänna regler för undantag och tillstånd.

### ➤ *End of Waste-kriterier*

EoW-kriterier är enligt resultaten från detta arbete inte den enda lösningen till ökad återvinning, men kan däremot vara ett steg i rätt riktning. Avseende de gränsvärden som EoW-kriterierna lämpligen bör innehålla är

en utredning för svenska förhållanden nödvändig, eftersom det framkommit från resultaten att riskbedömningarna som de studerade länderna i stor utsträckning tagit hänsyn till landets olika förutsättningar. Det är viktigt att skapa en balans mellan kraven från EoW-kriterierna i helhet och potentiell grad av återvinning. Väldigt strikta kriterier riskerar att begränsa mängden CDW som potentiellt kan återvinnas, vilket både intervjusvar och litteratur framhäver (Hjemmar et al., 2013; J. Reinikainen, personlig kommunikation 26 mars 2021). Resultaten av detta arbete visar att det finns mängder med kunskap i området, och Sverige kan hämta inspiration och råd från både EU men även från andra medlemsländer.

➤ *Fortsätt utveckling av avfallsarbetet*

Den cirkulära handlingsplanen som regeringen tog fram i januari 2021 är förhoppningsvis startskottet på en mer utvecklad avfallsstrategi i Sverige. Kraven på utsortering av CDW ger bättre möjligheter för återvinning. Genom att fortsätta utveckla styrmedel för avfallshantering och även skapa ekonomiska incitament för att cirkulära flöden, kan återvinningen öka ytterligare.

## Slutsatser

Detta arbete har studerat och jämfört nationellt antagna End of Waste-kriterier för bygg- och rivningsmaterial i Nederländerna, Storbritannien, Österrike, Finland och Tyskland. Genom givet resultat har framgångskomponenter i strategier för hög andel återvinning identifierats. Slutsatserna av arbetet presenteras nedan:

- Utformningen av nationella EoW-kriterier följer till stor del EU:s rapport i frågan om innehåll. För att uppfylla EU:s regelverk regleras tillåtet avfall, användning, kvalitetskontroll och miljöpåverkan i form av utlakning och innehåll av skadliga ämnen genom EoW-kriterierna.
- Varje land utformar sina EoW-kriterier på något olika vis, men motiverar genom tidigare utredningar varför den aktuella metoden är lämplig för landets förutsättningar. EoW-kriterierna är i flera länder en utveckling av tidigare styrmedel eller vägledningar som informerat om hur återvinning av CDW kan genomföras.
- De gränsvärden som reglerar utlakning och totalhalt skiljer sig inte anmärkningsvärt mellan länderna. Däremot finns skillnader i de riskbedömningar som härleder gränsvärdena. Likaså finns skillnader i faktorer som gränsvärdena tar hänsyn till och hur de tagits fram, exempelvis vilken POC eller tidsaspekt som använts.
- Utifrån givna resultat går det inte att härleda de höga andelarna av återvinning till endast EoW-kriterierna. Resultaten visar att länderna som studerats under en lång tid arbetat med denna typ av frågor. EoW-kriterier är snarare en respons på hög andel återvinning, som syftar till att underlätta återvinningsprocessen.
- Nationella EoW-kriterier är inte ett krav för att Sverige, eller andra länder som saknar denna typ av verktyg, ska uppnå en högre andel återvinning av mineralt CDW men skulle med stor sannolikhet verka främjande för en ökad återvinning.
- Den statistik som EU sammanställer och använder som referens vid måluppfyllelse har brister, och är inte lämplig för att utvärdera hur mycket som faktiskt återvinns genom EoW-kriterier.



# Tack

Jag vill tacka min handledare Martijn van Praagh vid Centrum för klimat- och miljövetenskap på Lunds Universitet för god vägledning genom möten och mailkontakt under detta arbete. Det är även tack vare Martijn som jag gavs möjligheten att genomföra detta arbete. Jag vill även tacka min externa handledare Carl Zide för råd och svar under arbetets gång. Därefter vill jag rikta ett tack till Carl Dalhammar på internationella miljöinstitutet vid Lunds Universitet som även har bidragit med stöd genom uppmuntrande ord och vägledning. Avslutningsvis, tack till intervjupersoner och de representanter från olika organisationer som bidragit med svar och information till arbetet.

Till sist, stort tack till mina kurskamrater visat stöd genom goda vänskaper.



# Referenser

- Arm, M., Wik, O., Engelsen, C. J., Erlandsson, M., Hjelmar, O., & Wahlström, M. (2017). How Does the European Recovery Target for Construction & Demolition Waste Affect Resource Management? *Waste and Biomass Valorization*, 8(5), 1491-1504. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9661-7>
- Barbudo, A., Galvín, A. P., Agrela, F., Ayuso, J., & Jiménez, J. R. (2012). Correlation analysis between sulphate content and leaching of sulphates in recycled aggregates from construction and demolition wastes. *Waste Management*, 32(6), 1229-1235. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.005>
- Bleher, D., Dehoust, G., Alwast, H., Thörner, T., Stuckenholtz, F., Grass, V., Susset, B., Ewen, C. & Albrich, H. (2016). *Planspiel Mantelverordnung (Aspekte der Kreislaufwirtschaft und des Bodenschutzes) Planspiel mit dem Ziel einer Gesetzesfolgenabschätzung zu den Auswirkungen der Mantelverordnung (aktuelle Entwurfsfassung)*. (Rapport nr. UBA-FB 00). Öko-Institut E.v.
- Brander, L., & Helsing, E. (2017). *Constructivate WP 3. Rise*. <https://closingtheloop.se/media/2020/03/AP3.A.-Litteraturstudie-%C3%B6ver-vad-som-g%C3%A4ller-f%C3%B6r-anv%C3%A4ndning-av-rivningsavfall-som-ballast-enligt-produktstandarder-f%C3%B6r-betong-och-v%C3%A4gmaterial.pdf>
- Bryman, A. (2012). *Social Research Methods*. 4:e upplagan. Oxford.
- Butera, S., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2015). Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*, 44, 196-205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.011>
- Commission Decision 2000/532. *Replacing Decision 94/3/EC establishing a list of wastes pursuant to Article 1(a) of Council Directive 75/442/EEC on waste and Council Decision 94/904/EC establishing a list of hazardous waste pursuant to Article 1(4) of Council Directive 91/689/EEC on hazardous waste*. European Parliament, Council of the European Union. <http://data.europa.eu/eli/dec/2000/532/2015-06-05>
- Delgado, L., Catarino, A. S., Eder, P., Litten, D., Luo, Z., & Villanueva, A. (2009). *End-of-Waste Criteria* (EUR 23990 EN). Joint Research Centre (JRC). <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC53238>
- Dijkstra, J.J., van Zomeren, A. & Susset, B. (2013). *Technical principles underlying limit values for release of substances for the percolation test TS3: comparison DE and NL*. (Rapport nr ECN-E--13-059). ECN. <https://publicaties.ecn.nl/PdfFetch.aspx?nr=ECN-E--13-059>



- Direktiv 2008/98. *Avfall och upphävandet av vissa direktiv*. Europaparlamentet och Europeiska Unionens Råd. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/>
- Dri M., Canfora P., Antonopoulos I. S. & Gaudillat P. (2018). *Best Environmental Management Practice for the Waste Management Sector* (Rapport nr. EUR 29136 EN). Joint Research Centre (JRC). doi:10.2760/50247
- Döberl, G., Weisgram, M., Müller-Grabherr, D. (2014). *Recycling-Baustoffe: Grundlagen zur Beurteilung von Auswirkungen auf das Grundwasser*. Umweltbundesamt.
- Ellen MacArthur Foundation. (2019). *Completing the picture: How the circular economy tackles climate change*. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/completing-the-picture-climate-change><https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>
- Environment Agency. (2013a). *Aggregates from inert waste. End of waste criteria for the production of aggregates from inert waste*. Environment Agency. <https://www.gov.uk/government/publications/quality-protocol-production-of-aggregates-from-inert-waste>
- Environment Agency. (2013b). *Aggregates quality protocol review: risk assessment on recycled aggregates*. Environment Agency. Hämtad 18 februari från <https://ec.europa.eu/growth/tools-databases/tris/sv/search/?trisaction=search.detail&year=2013&num=107>
- Europeiska Kommissionen. (2018). *Report on the implementation of EU waste legislation, including the early warning report for Member States at risk of missing the 2020 preparation for re-use/recycling target on municipal waste* (COM (2018) 656). Europeiska Kommissionen. [https://www.europarl.europa.eu/RegData/docs\\_autres\\_institutions/commission\\_europeenne/com/2018/0656/COM\\_COM\(2018\)0656\\_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2018/0656/COM_COM(2018)0656_EN.pdf)
- Europeiska kommissionen. (2020). *En ny handlingsplan för den cirkulära ekonomin. För ett renare och mer konkurrenskraftigt Europa*. (COM/2020/98). Europakommissionen. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52020DC0098>
- Eurostat. (2021, 10 februari). *Databases*. Europeiska Kommissionen. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/data/database>
- Federala ministeriet för jordbruk, region och turism. (1959). *Water Rights Act*.
- Federala ministeriet för jordbruk, skogsbruk, miljö- och vattenhantering. (2015). *Recycling-Baustoffverordnung*. <https://www.ris.bka.gv.at/eli/bgbl/II/2015/181>
- Federala ministeriet för miljö, naturvård och kärnkraftssäkerhet. (2017). *Ordinance of the Federal [German] Government. Ordinance introducing a Substitute Building Materials Ordinance, redrafting the Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance and amending the Landfill Ordinance and the Commercial Waste Ordinance*. (Utkast). Hämtad 15 februari 2021 från <https://ec.europa.eu/growth/tools-databases/tris/sv/search/?trisaction=search.detail&year=2017&num=176>

- Förordning 333/2011. *Kriterier för fastställande av när vissa typer av metallskrot upphör att vara avfall enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG*. Europaparlamentet och Europeiska Unionens Råd. <http://data.europa.eu/eli/reg/2011/333/oj>
- Gálvez-Martos, J.-L., Styles, D., Schoenberger, H., & Zeschmar-Lahl, B. (2018). Construction and demolition waste best management practice in Europe. *Resources, Conservation and Recycling*, 136, 166-178. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.016>
- Grafstrom, J., & Aasma, S. (2021). Breaking circular economy barriers. *Journal of Cleaner Production*, 292, 14, Article 126002. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126002>
- Heyvaert, M., Hannes, K., & Onghena, P. (2017). *Using Mixed Methods Research Synthesis for Literature Reviews*. SAGE Publications. <https://doi.org/10.4135/9781506333243>
- Hjelmar, O., van der Sloot, H. A., Comans, R. N. J., & Wahlstrom, M. (2013). EoW Criteria for Waste-Derived Aggregates. *Waste and Biomass Valorization*, 4(4), 809-819. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9261-8>
- Kauppi, J., Turunen, T., Häkkinen, E., Salminen, J., Lazarevic, D. (2018). *Fördelar och nackdelar med att avfall upphör att klassas som avfall* (Rapport 9/2018). Miljöministeriet. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4786-9>
- Kuckartz, U. (2014). *Qualitative text analysis*. SAGE Publications Ltd.
- Miljöministeriet. (2016). *Bakgrundsstudie för utarbetande av en förordning om återvinning av byggmark och annat avfall (MASA- och MARA-förordningar)*. (Utkast). Mottagen 26 mars 2021 från J. Renikainen, Miljöministeriet Finland.
- Miljöministeriet. (2018). *Statsrådets förordning om återvinning av vissa avfall i markbyggnad*. <https://www.finlex.fi/sv/laki/alkup/2017/20170843>
- Miljöministeriet. (2020). *Statsrådets förordning om bedömningsgrunder för fastställande av när betongkross upphör att vara avfall*. (Utkast). Hämtad 19 februari 2021 från: <https://www.lausuntopalvelu.fi/SV/Proposal/Participation?proposalId=189148dd-8b4a-43do-8fo4-cf992bb736ec>
- Ministeriet för bostäder, fysisk planering och miljö. (2007). *Regeling bodemkwaliteit*. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2007-247-p67-SC83483.html#IDAE1BoC>
- Ministeriet för infrastruktur och miljö. (2015). *Regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu, van 5 februari 2015, nr. IENM/BSK-2015/18222, houdende vaststelling van regels ter bepaling van de status einde-afval van recyclinggranulaat (Regeling vaststelling van de status einde-afval van recyclinggranulaat)*. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/stcrt-2015-3498.html#d16e756>

- Monier, V., Hestin, M., Impériale, A.C., Prat, L., Hobbs, G., Adams, K., Pairon, M., Roberti de Winghe, M., Wiaux F., Wahlström, M., Gaillot, O. & Ramos, M. (2017). *Resource Efficient Use of Mixed Wastes. Improving management of construction and demolition waste*. Deloitte.  
<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/78e42e6c-d8a6-11e7-a506-01aa75ed71a1/language-en>
- Naturvårdsverket. (2002). *Sammanställning av lakteter för oorganiska ämnen* (Rapport 5207-1). Naturvårdsverket.  
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5207-1.pdf>
- Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. (Handbok 2010:1). <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0164-3.pdf?pid=2591>
- Naturvårdsverket. (2015). *Utvärdering av Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Naturvårdsverket.  
<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/utvarderingsrapport2015-12-10.pdf>
- Naturvårdsverket. (2020). *Förslag till allmänna regler för vissa verksamheter som hanterar avfall* (Ärendenr NV-07431-17).  
<http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2020/Skrivelse-regeringsuppdr-undantag-tillstandsplikt-avfall.pdf>
- Regeringskansliet. (u.å). *Cirkulär ekonomi – Handlingsplan för omställning av Sverige*. Miljödepartementet.  
<https://www.regeringen.se/48f821/contentassets/561eea8cac114172b993c1f916e86a9b/cirkular-ekonomi-handlingsplan-for-omstallning-av-sverige.pdf>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rose, C. M., & Stegemann, J. A. (2018). From Waste Management to Component Management in the Construction Industry. *Sustainability*, 10(1).  
<https://doi.org/10.3390/su10010229>
- Saveyn, H., Eder, P., Garbarino, E., Muchova, L., Hjelmar, O., van der Sloot, H., Comans, R., van Zomeren, A., Hyks, J. & Oberender, A. (2014). *Study on methodological aspects regarding limit values for pollutants in aggregates in the context of the possible development of end-of-waste criteria under the EU Waste Framework Directive*. (EUR 26769 EN). Joint Research Centre (JRC).  
<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC91036/aggregates%20leaching%20main.pdf>
- SFS 2013:251. *Miljöprövningsförordning*. Miljödepartementet.  
[https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljoprovningforordning-2013251\\_sfs-2013-251](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljoprovningforordning-2013251_sfs-2013-251)

- SFS 2019:1274. *Lag om skatt på avfall som förbränns*. Finansdepartementet.  
[https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-20191274-om-skatt-pa-avfall-som-forbrannns\\_sfs-2019-1274](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-20191274-om-skatt-pa-avfall-som-forbrannns_sfs-2019-1274)
- Susset, B. & Leuch, W. (2011). *Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe – Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden* (Rapport nr. UBA - FB 001118). Umweltbundesamt.
- Susset, B., & Grathwohl, P. (2011). Leaching standards for mineral recycling materials – A harmonized regulatory concept for the upcoming German Recycling Decree. *Waste Management*, 31(2), 201-214.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.017>
- Sveriges Miljömål. (2019, April 29). *Ökad resurshållning i byggsektorn*.  
<https://www.sverigesmiljomal.se/etappmalen/okad-resurshallning-i-byggsektorn/>
- Turunen, T. (2017). Deconstructing the Bottlenecks Caused by Waste Legislation: End-of-Waste Regulation. *Journal for European Environmental & Planning Law*, 14(2), 186-207. <https://doi.org/10.1163/18760104-01402004>
- Utredningen om cirkulär ekonomi. (2017). *Från värdekedja till värdecykel*. (SOU 2017:22). Miljö- och energidepartementet.  
[https://www.regeringen.se/49550d/contentassets/e9365a9801944aa2adce6ed3a85f0f38/fran-vardekedja-till-vardecykel-2017\\_22.pdf](https://www.regeringen.se/49550d/contentassets/e9365a9801944aa2adce6ed3a85f0f38/fran-vardekedja-till-vardecykel-2017_22.pdf)
- van Ewijk, S., & Stegemann, J. A. (2020). Recognising waste use potential to achieve a circular economy. *Waste Management*, 105, 1-7.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.019>
- Van Praagh, M., & Modin, H. (2016). Leaching of chloride, sulphate, heavy metals, dissolved organic carbon and phenolic organic pesticides from contaminated concrete. *Waste Management*, 56, 352-358.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.009>
- Van Praagh, M., Modin, H., & Trygg, J. (2015). Organic compounds in concrete from demolition works. *Waste Management*, 45, 186-193.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.037>
- Velzeboer, I., & Van Zomeren, A. (2017). *End of Waste criteria for inert aggregates in Member States*. ECN, The Netherlands.
- Vetenskapsrådet. (2017). God forskningsseed.  
[https://www.vr.se/download/18.2412c5311624176023d25b05/1555332112063/God-forskningssed\\_VR\\_2017.pdf](https://www.vr.se/download/18.2412c5311624176023d25b05/1555332112063/God-forskningssed_VR_2017.pdf)
- Villanueva, A., Delgado, L., Luo, Z., Eder, P., Catarino, A.S., & Litten, D. (2010). *Study on the selection of waste streams for end-of-waste assessment*. (EUR 24362 EN). Joint Research Centre (JRC).  
<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC91036/aggregates%20leaching%20main.pdf>

Wahlström, M., Bergmans, J., Teittinen, T., Bachér, J., Smeets, A. & Padataurt A. (2020). *Construction and Demolition Waste: challenges and opportunities in a circular economy*. (Rapport ETC/WMGE 2020/1). European Environment Agency. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/etc-reports/construction-and-demolition-waste-challenges-and-opportunities-in-a-circular-economy>

# Bilaga 1.

**Tabell B1.**

Tabellen listar godkända avfall för återvinning, enligt avfallskoder från EU:s avfallslista (2000/532/EC), beskrivna i medlemsländernas EoW-kriterier.

Avfallstyp	A <sup>1</sup>	NL	UK	FIN	DE
Mineralt avfall			01 04 08 01 04 09		
Avfall från termiska processer	10 02 01 10 02 02		10 11 03	10 13 14	10 02 01 10 09 03 10 06 01 10 09 06 10 09 08 10 10 06 10 10 08 10 01 01 10 01 15 10 01 02 10 01 17 19 01 12
Förpackningsavfall			15 01 07		
Ej specificerat avfall				16 03 04	
Bygg och rivningsavfall	17 01 01 17 01 02 17 01 03 17 01 07 17 03 02 17 05 04 17 05 08	17 01 01 17 01 02 17 01 07	17 01 01 17 01 02 17 01 03 17 01 07 17 02 02 17 03 02 17 05 04 17 05 06 17 05 08 17 09 04	17 01 01 17 01 07	17 01 01 17 01 02 17 01 03 17 01 07 17 03 02 17 08 02 17 05 04 17 05 06 17 05 08 10 12 08 17 01 02
Avfall från återvinningsanläggningar och hantering av avfall			19 12 05 19 12 09		
Kommunalt avfall	20 02 02 20 03 03		20 01 02 20 02 02		

<sup>1</sup> Österrike tillämpar egna avfallskoder. Listade avfall i tabellen har översatts och hämtas från Velzeboer and Van Zomeren (2017).

## Bilaga 2.

**Tabell B2.**

Jämförelse av gränsvärden för utlakning för oorganiska ämnen för Nederländerna, Storbritannien, Österrike, Finland och Tyskland. Gränsvärden för Sveriges motsvarande vägledning är med för jämförelse. Kursiverade siffror markerar det mest strikta värdet där jämförelse är möjlig. Tysklands gränsvärden anges i annan enhet och är inte med i jämförelsen.

Material- klass för gränsvärde n	NL	A	FIN	DE	SE
	Obundet	UA	Betongkro ss	RC-1	Mindre än ringa risk <sup>1</sup>
Enhet Ämne	(mg/kg TS) L/S 10	(mg/kg TS) L/S 10	(mg/kg TS) L/S 10	(mg/L) L/S 2	(mg/kg TS) L/S 10
Ammonium		4			
Antimon	0,32		0,2		
Arsenik	0,9		0,1		0,09
Barium	22		5		
Kadmium	0,04		0,02		0,02
Krom	0,63	0,3	0,6	0,15	0,1
Kobolt	0,54				
Koppar	0,9	0,6	1	0,11	0,8
Kvicksilver	0,02		0,01		0,01
Bly	2,3		0,1		0,2
Molybden	1	0,5	0,7		
Nickel	0,44	0,4	0,3		0,4
Selen	0,15		0,2		
Tenn	0,4				
Vanadin	1,8	0,5	0,3		
Zink	4,5		5		4
Bromid	20				
Klorid	616	800	5		130
Fluorid	55	10	200		
Sulfat	2430	2 500	300	600	200

<sup>1</sup> Maximala nivåer för listade föroreningar.

## Bilaga 3.

### *Intervjuguide*

- 1. Berätta om din roll på Finska miljöinstitutet och vad ditt arbete går ut på.**
  - Hur har du varit involverad i framtagandet av de kommande finska EoW-kriterierna?
  
- 2. Finland har tagit fram EoW-kriterier för betong. Enligt EU:s statistik har Finland redan nått målet om 70% återvinning av mineralt CDW. Vad anser du är nyckelfaktorerna till Finlands framgång?**
  - Specifika styrmedel, mål, politiskt intresse eller andra faktorer?
  - Hur skiljer sig Finland från övriga länder?
  
- 3. Vad var den huvudsakliga anledningen till varför EoW-kriterierna har tagits fram?**
  
- 4. Genomfördes en specifik riskbedömning inför kriterierna?**
  - Om ja, vilka faktorer ingick?
  - Vilka skyddsvärden?
  - Referensvärden?
  - Övriga antaganden?
  
- 5. Jämfört med exempelvis Nederländerna och Österrike har Finland ganska låga gränsvärden. Vad beror detta på?**
  
- 6. Har jag missat något viktigt att fråga om, eller är det något annat du vill berätta om?**





**LUNDS**  
UNIVERSITET

[WWW.CEC.LU.SE](http://WWW.CEC.LU.SE)  
[WWW.LU.SE](http://WWW.LU.SE)

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning  
Centrum för miljö- och  
klimatforskning  
Ekologihuset  
223 62 Lund