

日本における一般廃棄物処理の循環性

浜本 光紹

1. はじめに

1990年代、日本では大量生産・大量消費・大量廃棄型の社会経済システムから脱却する必要性が強く認識されるようになったことから、循環型社会の構築に向けた法整備が進展した（環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部企画課循環型社会推進室，2014）。廃棄物処理法が1991年に改正され、法律の目的に廃棄物の排出抑制と分別および再資源化が加えられた。また同年には資源の有効利用と廃棄物の発生抑制および環境保全を目的とする資源有効利用促進法が制定された。1990年代半ば以降には、容器包装リサイクル法（1995年制定）、家電リサイクル法（1998年制定）、食品リサイクル法（2000年制定）、建設リサイクル法（2000年制定）、自動車リサイクル法（2002年制定）といった特定の分野を対象とするリサイクル関連の法整備が進められた。2000年には、3R（Reduce, Reuse, Recycle）の実施と廃棄物の適正処分が確保される循環型社会の形成を推進することを目的とする循環型社会形成推進基本法（以下、循環基本法）が制定された。この法律では、循環型社会の構築に向けた基本原則として、資源の循環利用と廃棄物処理における優先順位（①発生抑制、②再使用、③再生利用、④熱回収、⑤適正処分）が提示された。

3Rを基本原則とする廃棄物管理政策は、日本のみならず欧州や米国、韓国などでも採用されてきた（Sakai et al., 2011）¹。近年、欧州連合（EU）を中心に循環経済（circular economy）の構築に関する議論が活発になる中で、3Rを含む各種の廃棄物管理戦略に優先順位を設定する廃棄物階層（waste hierarchy: WH）に関心が寄せられている。WHをめぐっては、これに含まれる廃棄物管理戦略の細分化が進むとともに、循環経済への移行を進める際の行動指針としての役割が期待されるようになってきている。

上で述べたように、循環基本法では資源の循環利用と廃棄物処理における優先順位が示されており、同法が施行された2001年以降、日本の廃棄物管理はこれを基本原則として実施されてきたはずである。発生抑制、再使用、再生利用、熱回収、適正処分の順に優先すべきであるとする廃棄物管理の原則は、循環経済への移行に向けたWHとしての要素を含んでいると考えられる。日本の廃棄物管理の現状について、循環性という観点から評価を行うことは、循環経済の構築に向けて今後何が必要かを議論するうえで不可欠な作業である。本稿では、一般廃棄物処理に関するデータを基に、廃棄物管理の循環性を評価する指標を活用しながら、循環基本法が規定する枠組みの下で進められてきた廃棄物処理・リサイクル政策の成果と今後の課題について検討する。

2. WHをめぐる議論

現在、EUは循環経済への移行に向けた取り組みで先行しているが、WHの概念が導入されたのは2008年のことである（Zhang et al., 2022）。同年に公布された廃棄物枠組み指令（Waste Framework Directive 2008/98/EC: WFD）は、廃棄物管理における優先順位に関して、優先度の高い順に、(a) 発生抑制（prevention）、(b) リユースのための下処理（preparing for re-use）、(c) 再資源化（recycling）、(d) エネルギー回収などその他回収（other recovery, e.g. energy recovery）、(e) 廃棄処分（disposal）と定めている（European Commission, 2008）。これらについて、3Rなどの廃棄物管理戦略との関係でみると、(a)、(b)、(c)、(d) はそれぞれReduce, Reuse, Recycle, Recoverに対応している。したがって、WFDは廃棄物管理のあり方に関して4Rを中核とすべきであることを示したと解釈できる（Kirchherr et al.

2017)。

近年、廃棄物管理戦略は、上記の4Rから、5R (Gharfalkar et al, 2015), 6R (Yan and Feng, 2014), 9R (Sihvonen and Ritola, 2015) へと細分化が進んできた²⁾。Potting et al. (2017) は廃棄物管理戦略をさらに細分化し、「R0: 辞退 (Refuse)」「R1: 再考 (Rethink)」「R2: 削減 (Reduce)」「R3: 再使用 (Reuse)」「R4: 修繕 (Repair)」「R5: 改修 (Refurbish)」「R6: 再製 (Remanufacture)」「R7: 転用 (Repurpose)」「R8: 再資源化 (Recycle)」「R9: 回収 (Recovery)」という10の戦略に関して、循環性という観点で最上位にあるR0から数字の順にしたがって優先すべきであると主張している³⁾。

先に述べたようにEUはWFDの中で廃棄物管理の行動指針として4Rを含むWHを示したが、廃棄物管理政策としてのWHの限界も指摘されている。Van Ewijk and Stegemann (2016) は、WHを通してより上位の戦略を選択することを推奨するだけでは、廃棄物管理の状況は漸進的な改善しか期待できないと述べている。現行の一方通行型経済 (linear economy) から循環経済に転換するためには、資源の大量採取と大量生産・大量消費・大量廃棄を前提とする経済システムの変革が不可欠であるが、WHを廃棄物管理の行動指針とするだけではそのような変革をもたらすのは困難であるかもしれない。

最近では、廃棄物管理の状況を循環経済の観点から評価するための指標の開発も試みられている⁴⁾。Pires and Martinho (2019) は、廃棄物管理の循環性の程度をWHに基づいて指数化する方法を提案している。その方法の概略は以下のとおりである。まず、廃棄物管理の手段に関して、循環経済に貢献するかどうかという基準で、循環的手段と非循環的手段に分類する。そのうえで、循環的手段によって処理される量 (以下、*PCT*とする) と非循環的手段によって処理される量 (以下、*ACT*とする)、および総処理量 ($TWT = PCT + ACT$) を用いて、次のような廃棄物階層指数 (waste hierarchy index: WHI) を算出する。

$$WHI = \frac{1 \times PCT + (-1) \times ACT}{TWT} \times 100$$

このWHIは、循環的手段によってすべての廃棄物が処理される場合には100%となり、逆にすべての廃棄物が非循環的手段によって処理される場合には-100%になるという指数である。循環的手段にはリユースのための下処理、マテリアルリサイクル、堆肥化および嫌気性処理 (composting and anaerobic digestion) が含まれ、非循環的手段には焼却処理と埋立処分が含まれる。

Pires and Martinho (2019) は、(ブレグジット以前の) EU加盟国およびアイスランド、ノルウェー、スイスにおける一般廃棄物処理に関してWHIを算出している。表1はその結果を示したものである。これをみると、WHIが正の値になっているのはドイツ、スロベニア、オーストリア、ベルギー、スイス、オランダの6カ国である。これらの国に関しては、リサイクル率が比較的高いことが表1からみてとれる。Pires and Martinho (2019) は、この点に加えて、焼却処理がさほど多くないこともWHIを押し上げている要因であると指摘している。一方、WHIが低い値になっているマルタ、スロバキア、ルーマニアについては、リサイクル率が低いことと埋立処分が多いことが背景にあるとしている。

ここで述べたWHIは、Eurostatが公表している廃棄物関連の統計データを用いて計算できるように簡素化されたものである。廃棄物管理の循環性をより厳密に評価するためのWHIでは、ダウンサイクル (down-cycling) や混合・残留廃棄物の生物学的処理、エネルギー回収を伴う焼却処理に関して、循環経済への貢献度 (循環的手段によるものとみなされる処理量の割合) に関する情報を必要とする。しかし、こうした情報を把握するためのデータは入手できないため、Pires and Martinho (2019) は上で解説したような簡素化されたWHI (Streamlined WHI) を提案したのである。

3. 日本における一般廃棄物処理の循環性

本節では、日本の一般廃棄物処理に関して、Pires and Martinho (2019) によるWHIを適用することで循環性を評価することを試みる。ここでは、WHIの

表1 欧州諸国における一般廃棄物処理の WHI とリサイクル率 (2014年)

	WHI	リサイクル率
ドイツ	32%	66%
スロベニア	21%	36%
オーストリア	17%	56%
ベルギー	9%	54%
オランダ	2%	51%
スウェーデン	-1%	50%
ルクセンブルク	-5%	48%
デンマーク	-10%	45%
イタリア	-10%	42%
イギリス	-11%	43%
アイルランド	-16%	40%
フランス	-20%	40%
エストニア	-26%	31%
フィンランド	-35%	33%
ハンガリー	-38%	31%
リトアニア	-38%	31%
スペイン	-38%	31%
ポルトガル	-39%	30%
ラトビア	-46%	27%
ポーランド	-47%	27%
チェコ	-49%	25%
ブルガリア	-51%	23%
キプロス	-64%	17%
クロアチア	-66%	17%
ギリシャ	-69%	15%
ルーマニア	-70%	13%
スロバキア	-77%	10%
マルタ	-84%	7%
EU加盟28カ国	-11%	43%
スイス	7%	54%
ノルウェー	-14%	42%
アイスランド	-41%	30%

出典：Pires and Martinho (2019), Table1より一部省略して掲載。なお、表中のリサイクル率はEurostatが公表している統計による。

作成に際して、環境省が公表している『一般廃棄物処理実態調査結果』（以下、一廃処理実態調査）から得られるデータを利用する。Pires and Martinho (2019) は、リユースのための下処理、マテリアルリサイクル、堆肥化および嫌気性処理を循環的手段に、焼却処理と埋立処分を非循環的手段にそれぞれ分類している。これに倣い、一般廃棄物のうちどれだけの量が循環的手段あるいは非循環的手段によって処理されたかという観点から、一廃処理実態調査のデータを次のように

対応させる。まず、循環的手段については、環境省がリサイクル率を算出する際に用いている資源化量（直接資源化量、中間処理後再生利用量、集団回収量の合計）を使用する⁵⁾。なお、中間処理後再生利用量の定義については、「焼却施設、粗大ごみ処理施設、ごみ堆肥化施設、ごみ飼料化施設、メタン化施設、ごみ燃料化施設、その他の資源化等を行う施設、その他の施設における再生利用量」となっている⁶⁾。このうち、焼却施設での再生利用については、そもそも処理方法

がリサイクルを主目的としたものではなく、焼却という処理を通して得られる副産物として捉えられる。この点を考慮し、WHIの算出にあたっては、焼却施設での再生利用量は中間処理後再生利用量に含めないこととする⁷⁾。

リユースのための下処理に関する情報として、一廃処理実態調査では、リユース・リペア施設（粗大ごみ処理施設、資源化等を行う施設とは別に、搬入されたごみのうち再使用可能なものを、修理後またはそのままの状態に住民等に販売または譲渡する機能を有する施設⁸⁾）において取り扱われた物品に関するデータが公表されている。加えて、同調査は、粗大ごみ処理施設や資源化等を行う施設などのうちリユース・リペア機能を有する施設で取り扱われた物品のデータも公表している。これらの施設で取り扱われる対象品目は、家具、自転車、衣類、書籍、家電、傘、食器、おもちゃ、その他に分類されている。ただし、上記のデータに関しては、取扱量が重量で表記されているものもあるが、個数で表記されている場合が少なくない。そのため、リユースされた物品を重量ベースで正確に把握することが困難であることから、ここではリユースのための下処理の項目を除外してWHIを算出する⁹⁾。

非循環的手段に関しては次のようなデータを使用する。粗大ごみ処理施設などをはじめとする焼却施設以

外の中間処理を行う施設では、ごみの破碎や圧縮といった処理を通して減容化などが行われ、その過程で発生した残渣は焼却処理あるいは埋立処分されることになる。こうした中間処理施設で発生する残渣のうち焼却処理あるいは埋立処分に回される量に関して、一廃処理実態調査ではそれぞれ「焼却施設以外の中間処理施設からの搬入量」、「焼却施設以外の中間処理施設からの残渣量」として公表されている。以上を踏まえ、焼却処理については、直接焼却量に焼却施設以外の中間処理施設からの搬入量を加えたものを用い、埋立処分については直接最終処分量に焼却施設以外の中間処理施設からの残渣量を加えたものを用いることとする。なお、焼却施設で発生する残渣は埋立処分されることになるが、ここでのWHIの算出においてはその量は含めていない。

以上を整理すると、 $PCT = \text{資源化量} = \text{直接資源化量} + \text{中間処理後再生利用量（焼却施設を除く）} + \text{集団回収量}$ 、 $ACT = \text{焼却処理量} + \text{埋立処分量} = \text{直接焼却量} + \text{焼却施設以外の中間処理施設からの搬入量} + \text{直接最終処分量} + \text{焼却施設以外の中間処理施設からの残渣量}$ 、としてWHIが算出されることになる。

図1は、上記の方法で算出された日本の一般廃棄物処理に関するWHIの推移を示している。これを見ると、1998年度におけるWHIは-76.2%であったが、そ

図1 日本の一般廃棄物処理に関するWHIの推移



れ以降上昇し2010年度には-62.8%まで改善したことがわかる。しかし、WHIは2010年度の値をピークに徐々に下落してきており、2019年度には-66.5%となっている。2014年度における日本のWHI（-63.8%）を表1にある欧州諸国のWHIと比較すると、日本の一般廃棄物処理の循環性はキプロスと同程度であり、EU全体でみた場合のWHI（-11%）と比べると大きな差があることがみてとれる。

表2には都道府県別にWHIを算出した結果を示している。2019年度に関して、日本全体でみた場合のWHI（-66.5%）を超える値を示しているのは、鳥取（-48.7%）、北海道（-54.7%）、富山（-54.8%）、神奈川（-55.0%）、新潟（-59.2%）、熊本（-60.0%）、広島（-61.3%）、東京（-61.9%）、福岡（-63.2%）、茨城（-63.2%）、千葉（-63.6%）、長野（-63.8%）、愛知（-64.4%）、埼玉（-65.6%）、滋賀（-66.4%）の15都道府県である。1998～2019年度の期間におけるWHIの変化をみると、17の都道府県が10ポイントを超える改善を示していることがわかる。このうち、WHIが20ポイント以上改善したのは、北海道（30.3ポイント）、鳥取（24.4ポイント）、京都（21.4ポイント）、新潟（20.3ポイント）の4道府県である。一方、山形、岐阜、栃木、秋田、静岡、福井、宮城、佐賀、群馬、

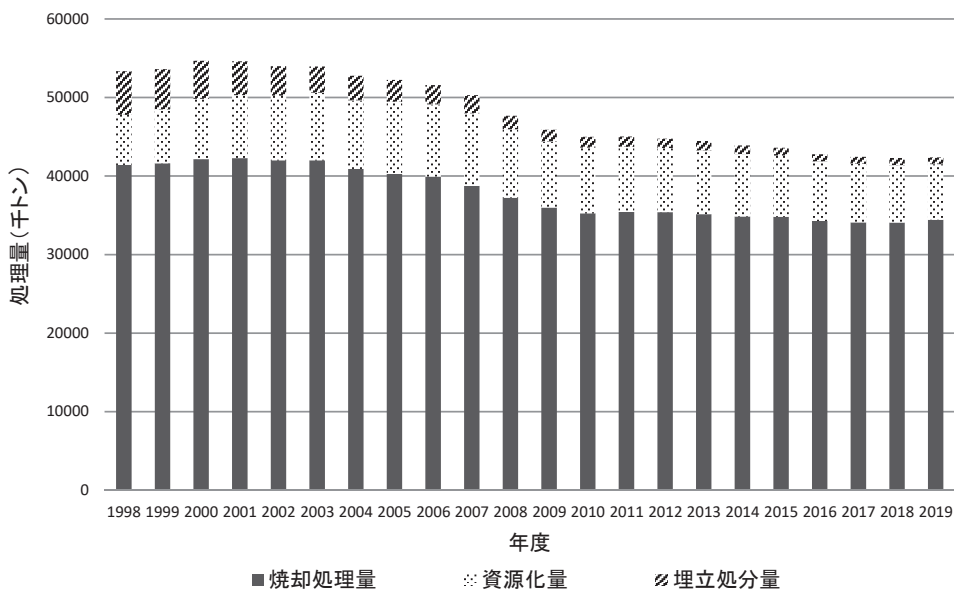
山梨、和歌山、福島は12県は同期間にWHIが低下している。

4. 考察

WHIの計算方法からわかるように、非循環的手段に依存した廃棄物処理が実施されているとWHIは低い値になり、逆にマテリアルリサイクルなどの循環的手段によって管理される割合が増加すればWHIは上昇することになる。図1に示されるWHIの推移をみると、日本においては非循環的手段によって管理される一般廃棄物の割合が依然として高いことが窺われる。以下では、この点について詳細に検討するために、日本でこれまでに採用されてきた一般廃棄物の管理手段の状況についてみてみたい。

図2には、1998～2019年度の期間の日本における一般廃棄物の資源化量・焼却処理量・埋立処分量の推移が示されている。この図をみると、一般廃棄物の処理量全体は2000年度をピークとしてその後減少していることがわかる。また、処理量全体に占める資源化量の割合（資源化率）に関しては、1998年度は12%であったが、2000年代後半には18%を超える水準まで高まった。こうした傾向は、循環型社会形成に向けた法整備が一定の成果をもたらしたことを窺わせるものではあ

図2 日本における一般廃棄物の資源化量・焼却処理量・埋立処分量の推移



注：資源化量＝直接資源化量＋中間処理後再生利用量（焼却施設の分を除く）＋集団回収量。焼却処理量＝直接焼却量＋焼却施設以外の中間処理施設からの搬入量。埋立処分量＝直接最終処分量＋焼却施設以外の中間処理施設からの残渣量。

表2 都道府県別 WHI の推移

	1998年度	2005年度	2010年度	2015年度	2019年度	1998～2019年度に おける変化
北海道	-85.0	-66.6	-54.0	-52.7	-54.7	30.3
青森	-89.5	-78.6	-77.1	-76.1	-77.9	11.6
岩手	-74.4	-68.4	-66.9	-69.2	-72.0	2.4
宮城	-66.8	-63.5	-66.3	-67.2	-70.5	-3.6
秋田	-71.1	-65.9	-75.7	-75.0	-77.0	-6.0
山形	-65.2	-66.6	-66.9	-69.2	-74.3	-9.1
福島	-77.4	-70.1	-73.2	-74.7	-78.6	-1.2
茨城	-67.8	-66.0	-67.8	-58.8	-63.2	4.6
栃木	-63.6	-65.6	-65.0	-69.5	-71.5	-7.9
群馬	-71.9	-70.8	-70.4	-70.8	-73.4	-1.5
埼玉	-66.2	-58.7	-60.6	-62.1	-65.6	0.7
千葉	-64.0	-59.2	-59.2	-61.0	-63.6	0.4
東京	-76.8	-64.1	-59.6	-60.1	-61.9	15.0
神奈川	-74.4	-56.4	-53.1	-53.2	-55.0	19.5
新潟	-79.5	-44.4	-57.9	-57.0	-59.2	20.3
富山	-71.7	-61.9	-61.4	-54.4	-54.8	17.0
石川	-78.0	-68.4	-68.4	-72.4	-71.2	6.9
福井	-67.5	-63.1	-64.1	-69.1	-72.7	-5.2
山梨	-71.4	-66.3	-65.6	-71.0	-72.8	-1.4
長野	-64.3	-51.0	-49.5	-56.6	-63.8	0.5
岐阜	-63.0	-59.2	-60.4	-66.8	-72.1	-9.1
静岡	-67.8	-58.7	-62.7	-70.9	-73.3	-5.5
愛知	-75.6	-57.1	-58.5	-63.3	-64.4	11.2
三重	-75.0	-47.1	-49.8	-53.6	-69.1	5.9
滋賀	-74.0	-62.4	-63.0	-62.1	-66.4	7.6
京都	-89.7	-81.4	-74.2	-68.7	-68.3	21.4
大阪	-86.2	-80.2	-76.7	-74.4	-75.7	10.5
兵庫	-80.9	-71.2	-67.3	-69.5	-71.9	9.0
奈良	-73.7	-69.8	-71.1	-69.5	-68.2	5.5
和歌山	-74.8	-72.9	-72.6	-72.9	-76.1	-1.3
鳥取	-73.1	-64.4	-54.0	-50.7	-48.7	24.4
島根	-74.0	-57.8	-54.8	-62.8	-68.5	5.5
岡山	-71.4	-69.3	-69.7	-68.0	-67.9	3.4
広島	-74.1	-54.4	-53.0	-55.8	-61.3	12.9
山口	-79.7	-63.8	-40.4	-66.0	-67.5	12.2
徳島	-77.0	-63.4	-65.8	-69.3	-71.1	5.8
香川	-77.2	-63.4	-62.4	-66.0	-66.7	10.5
愛媛	-75.2	-71.9	-65.6	-68.0	-71.6	3.5
高知	-82.1	-60.5	-65.9	-70.5	-73.6	8.6
福岡	-79.3	-68.4	-59.0	-62.6	-63.2	16.1
佐賀	-72.8	-71.5	-72.3	-73.5	-75.4	-2.6
長崎	-82.7	-70.9	-72.2	-74.5	-77.6	5.1
熊本	-76.9	-66.8	-62.7	-62.3	-60.0	16.9
大分	-78.6	-71.6	-67.2	-70.9	-74.5	4.1
宮崎	-73.2	-65.8	-61.0	-64.8	-67.2	6.0
鹿児島	-88.8	-68.1	-69.2	-71.4	-71.7	17.0
沖縄	-88.1	-79.0	-79.7	-79.3	-77.2	10.8

注：表中の「1998～2019年度における変化」の値は、WHIに関して2019年度と1998年度の差をとったものである。

る¹⁰⁾。ただし、2019年度の資源化率は16.7%となっており、一般廃棄物の管理におけるリサイクルの進展は近年停滞しているように見える。一方、埋立処分量に関しては1998年度以降減少傾向がみられ、処理量全体に占める割合も低下してきている。焼却処理量も2001年度をピークとしてその後減少している。しかし、処理量全体に占める焼却処理量の割合でみると、1998年度の77.6%から2019年度には81.3%まで上昇している。以上のことから、日本における一般廃棄物の管理に関しては、2000年代から減量化が進み、リサイクルも一定の進展をみせたものの、依然として焼却処理に大きく依存する構造が温存されているといえる。

一般廃棄物の管理における日本の焼却処理への依存度の高さは国際的にみても際立っている。表3はOECD諸国における一般廃棄物の管理状況を示している。これをみると、スイスやオランダ、スウェーデン、デンマーク、ノルウェーなど、欧州にも一般廃棄物の50%前後を焼却処理している国があるが、日本の焼却処理の割合は77%となっており、他国と比較しても焼却への依存が顕著であることがわかる。また、日本および上記の欧州諸国で行われている焼却処理については、その多くの部分あるいはすべてがエネルギー回収を伴うものであることも表3からみてとれる。

Pires and Martinho (2019) は、簡素化されたものではない厳密な WHI の算出においては、エネルギー回収を伴う焼却処理を循環経済に貢献する部分と貢献しない部分に分け、前者を循環的手段による処理、後者を非循環的手段による処理にそれぞれ含めることを提案している。しかし、焼却処理に伴うエネルギー回収の循環経済への貢献部分をどのような基準によって判定するかは明らかにされていない。

廃棄物の焼却処理に関しては、それがエネルギー回収を伴う場合でも、有害物質や温室効果ガスが排出されることから、循環経済を目指す動きに逆行するものと捉える見解もある (Malinauskaitė et al., 2017)。循環経済の構築に向けた施策を進めている EU は、エネルギー回収を伴う焼却処理に関して、WH を行動指針とする限りにおいては循環経済へ移行する過程で一定の役割を果たしうるものと位置付けている (European

Commission, 2017)。ただし、EU が WFD で示した廃棄物管理における優先順位ではエネルギー回収は4番目に位置付けられており、循環経済に移行する過程ではその割合を低下させていくことが求められる。そうしたことから、欧州委員会は、EU 加盟国がエネルギー回収を伴う廃棄物焼却施設への投資を計画する際には、将来的にそれらが座礁資産 (stranded asset) になりうるリスクを考慮すべきであるとしている (European Commission, 2017)。

日本の廃棄物管理に関しては、焼却処理への依存度をいかにして低減させていくかが課題である。これについては、焼却される一般廃棄物の30~40%を占めるとされる生ごみを焼却処理せずにリサイクルすることが不可欠だという指摘がある (河井, 2021)。生ごみの分別収集・資源化を実施している自治体はすでに存在しているが、そうした取り組みをいかにしてより多くの自治体に拡大していくかを検討する必要があるだろう。

また、資源化が可能な廃棄物でも、分別する際の私的費用 (分別に要する手間など) が大きい場合には、焼却する廃棄物として排出されてしまうことになりかねない。それを回避するためには、分別排出が容易になるように、あるいはそもそも廃棄物が発生しないように生産者が製品を設計する段階で配慮することが不可欠である。そのような環境配慮設計あるいは循環型設計に向けた生産者の行動を促進するための政策措置を講じることが政府には求められる。

日本には、2019年度の時点で1,067の廃棄物焼却施設 (市町村・事務組合が設置したもの) が存在する (環境省環境再生・資源循環局廃棄物適正処理推進課, 2021)。1998年度には1,769の焼却施設が存在していたことから、焼却処理される一般廃棄物の総量が減少していくのにあわせて焼却施設の集約化が進んでいったとみられる¹¹⁾。廃棄物管理の循環性向上に向けた取り組みは焼却施設のさらなる集約化を伴うことになると考えられるが、その過程では焼却施設の座礁資産化というリスクへの配慮が必要になるかもしれない。

表3 OECD諸国における一般廃棄物の管理状況

	リサイクルと堆肥化	エネルギー回収を伴う 焼却処理	エネルギー回収を 伴わない焼却処理	埋立処分
ドイツ	65	22	13	0
スイス	51	49	0	0
ベルギー	55	43	1	1
日本	19	71	6	1
オランダ	50	48	1	1
スウェーデン	50	50	0	1
デンマーク	44	54	0	2
ノルウェー	39	57	0	2
オーストリア	58	35	0	4
韓国	59	24	1	16
ルクセンブルク	48	35	—	17
フィンランド	33	42	0	25
フランス	38	33	1	28
イギリス	43	21	0	34
スロベニア	58	1	0	36
イタリア	41	21	0	38
アイルランド	40	18	0	42
アイスランド	45	5	1	49
ポルトガル	26	24	0	50
アメリカ合衆国	35	12	—	54
チェコ	24	19	0	56
オーストラリア	41	1	—	58
スペイン	30	10	0	60
ポーランド	29	6	2	63
ハンガリー	26	9	—	65
エストニア	30	0	0	70
スロバキア	11	11	0	71
カナダ	24	—	4	72
ギリシャ	19	—	—	81
イスラエル	19	—	—	81
メキシコ	5	—	—	95
トルコ	1	0	0	99
チリ	1	0	0	99
ニュージーランド	—	—	—	100
OECD	34	20	2	44

注：表中の数値の単位は%。データは2013年あるいは入手可能な直近の年のものである。総計が100%を下回る国については、他の特定できない方法で処理される廃棄物が存在することによるものである。

出典：OECD, 2015, "Municipal waste," in: *Environment at a Glance 2015: OECD Indicators*, OECD Publishing, Paris.

5. おわりに

本稿は、循環基本法が規定する枠組みの下で進められてきた日本の一般廃棄物処理に関して、循環性という観点から分析することを試みた。この分析を通して、日本では2000年代から処理される一般廃棄物の減量化

が進み、リサイクルも一定程度進展したものの、依然として焼却処理に大きく依存する構造が温存されていることが明らかになった。こうしたことから、日本における一般廃棄物の管理のあり方は、EUの主要構成国と比較すると循環性という点で大きく立ち遅れている

る状況にあるといえる。日本が循環経済へ移行するための政策措置について議論する際、一般廃棄物処理における焼却への依存度を低減させるための具体的な方策を検討することが不可欠である。

循環経済研究の分野では、資源の循環性を評価する指標に関して様々な提案がなされている。本稿で採用したWHに基づく循環性の指標はそのうちの1つにすぎず、それが一般廃棄物の管理における循環性を評価する指標として適切か否かについては議論の余地がある。特に、最も優先されるべき発生抑制に努めたことで廃棄物の減量化が進んだとしても、WHIはそれを反映することができないため循環性の指標としては不完全である、という指摘は免れないだろう。循環性を評価するための指標はいまだ開発途上にあり、循環経済研究における今後の進展が待たれるところである。

<注>

- 1) Sakai et al. (2011) は、3Rを基本原則とする廃棄物管理政策に関してEU、米国、韓国、日本、中国、ベトナムを比較し、3R推進の背景について、最終処分場の確保が難しいEU、日本、韓国は埋立処分を回避する狙いがあること、経済成長が著しい中国とベトナムは国内で資源を確保する必要があることを指摘している。
- 2) Gharfalkar et al. (2015) は、3Rに代わるものとしてReplace, Reduce, Recover, Rectify, Returnで構成される5Rを提案している。Yan and Feng (2014) による6Rは、Reduce, Reuse, Recycle にRecover, Redesign, Remanufactureを追加したものである。また、Sihvonen and Ritola (2015) が提示する9Rは、Reduce, Reuse, Recycle, Recoverのうち、ReuseをRepurpose, Direct Reuse, Repair, Refurbish, Remanufacture, Resynthesizeに細分化したものである。
- 3) Reike et al. (2018) は、埋立処分された廃棄物からの資源回収を意味するRe-mineも、循環利用を通じた資源価値の保持 (resource value retention) の方策の1つに位置付けている。具体的には、スカベンジャー (scavenger) の活動や、埋立地の掘り起

こし (landfill mining), 都市鉱山 (urban mining) などがこれに含まれる。

- 4) 循環経済を評価するための指標の開発については、例えばIacovidou et al. (2017), Moraga et al. (2019) を参照。
- 5) 環境省が算出しているリサイクル率は、直接資源化量、中間処理後再生利用量、集団回収量を合計したもの (資源化量) をごみ処理量と集団回収量の合計で除し、これを百分率で表記したものである (環境省環境再生・資源循環局廃棄物適正処理推進課, 2021)。
- 6) 環境省環境再生・資源循環局廃棄物適正処理推進課 (2021) に記載される中間処理後再生利用量の定義による。
- 7) 焼却処理によって発生する焼却灰に含まれる金属類の回収もリサイクルに含めるべきであるとの指摘も存在する (Haupt et al., 2017)。
- 8) 環境省環境再生・資源循環局廃棄物適正処理推進課 (2021) に記載されるリユース・リペア施設の定義による。
- 9) Pires and Martinho (2019) によるWHI算出においても、使用データの出所であるEurostatではリユースのための下処理に関するデータが公表されていないため、この項目の数値はゼロとして扱われている。
- 10) 1人当たりの一般廃棄物処理量 (一般廃棄物の処理量全体を総人口で割ったもの) についてみると、1998年度は約420kgであったが、2019年度には330kg程度まで減少している。
- 11) 1998年度におけるごみ焼却施設数については、環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課 (2009) による。

<参考文献>

- European Commission, 2008, Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on Waste and Repealing Certain Directives.
- European Commission, 2017, Communication from

- the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: The Role of Waste-to-Energy in the Circular Economy, COM/2017/0034 Final.
- Gharfalkar, M., R. Court, C. Campbell, Z. Ali, and G. Hillier, 2015, "Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC," *Waste Management* 39, 305-313.
- Haupt, M., C. Vadenbo, and S. Hellweg, 2017, "Do we have the right performance indicators for the circular economy? Insight into the Swiss waste management system," *Journal of Industrial Ecology* 21, 615-627.
- Iacovidou, E., C. A. Velis, P. Purnell, O. Zwirner, A. Brown, J. Hahladakis, J. Millward-Hopkins, and P. T. Williams, 2017, "Metrics for optimising the multi-dimensional value of resources recovered from waste in a circular economy: A critical review," *Journal of Cleaner Production* 166, 910-938.
- 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課, 2009, 『日本の廃棄物処理 平成19年度版』。
- 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部企画課循環型社会推進室, 2014, 『日本の廃棄物処理の歴史と現状』一般財団法人日本環境衛生センター。
- 環境省環境再生・資源循環局廃棄物適正処理推進課, 2021, 『日本の廃棄物処理 令和元年度版』。
- 河井紘輔, 2021, 「一般廃棄物のリサイクル率に関する課題と展望」『情報の科学と技術』71 巻2号, 60-64ページ。
- Kirchherr, J., D. Reike, and M. Hekkert, 2017, "Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions," *Resources, Conservation and Recycling* 127, 221-232.
- Malinauskaite, J., H. Jouhara, D. Czajczyńska, P. Stanchev, E. Katsou, P. Rostkowski, R. J. Thorne, J. Colón, S. Ponsá, F. Al-Mansour, L. Anguilano, R. Krzyżyńska, I. C. López, A. Vlasopoulos, and N. Spencer, 2017, "Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe," *Energy* 141, 2013-2044.
- Moraga, G., S. Huysveld, F. Mathieux, G. A. Blengini, L. Alaerts, K. Van Acker, S. de Meester, and J. Dewulf, 2019, "Circular economy indicators: What do they measure?" *Resources, Conservation and Recycling* 146, 452-461.
- Pires, A., and G. Martinho, 2019, "Waste hierarchy index for circular economy in waste management," *Waste Management* 95, 298-305.
- Potting, J., M. Hekkert, E. Worrell, and A. Hanemaaijer, 2017, *Circular Economy: Measuring Innovation in the Product Chain*, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Reike, D., W. J. V. Vermeulen, and S. Witjes, 2018, "The circular economy: New or refurbished as CE 3.0? — Exploring controversies in the conceptualization of the circular economy through a focus on history and resource value retention options," *Resources, Conservation and Recycling* 135, 246-264.
- Sakai, S., H. Yoshida, Y. Hirai, M. Asari, H. Takigami, S. Takahashi, K. Tomoda, M. V. Peeler, J. Wejchert, T. Schmid-Unterseh, A. R. Douvan, R. Hathaway, L. D. Hylander, C. Fischer, G. J. Oh, L. Jinhui, and N. K. Chi, 2011, "International comparative study of 3R and waste management policy developments," *Journal of Material Cycles and Waste Management* 13, 86-102.
- Sihvonen, S., and T. Ritola, 2015, "Conceptualizing ReX for aggregating end-of-life strategies in product development," *Procedia CIRP* 29, 639-644.
- Van Ewijk, S., and J. A. Stegemann, 2016, "Limitations of the waste hierarchy for achieving absolute reductions in material throughput," *Journal of Cleaner Production* 132, 122-128.
- Yan, J., and C. Feng, 2014, "Sustainable design-oriented product modularity combined with 6R concept: A case study of rotor laboratory bench,"

Clean Technologies and Environmental Policy 16, 95-109.

Zhang, C., M. Hu, F. Di Maio, B. Sprecher, X. Yang, and A. Tukker, 2022, "An overview of the waste hierarchy framework for analyzing the circularity in construction and demolition waste management in Europe," *Science of the Total Environment* 803, 149892.

Circularity in the Management of Municipal Solid Waste in Japan

HAMAMOTO, Mitsutsugu

The waste hierarchy has been the key component of waste management strategies in countries such as European Union (EU) member states and Japan. Moving to the higher levels of the waste hierarchy is an essential part of achieving sustainable waste management and moving toward a circular economy (CE). This paper attempts to examine whether and to what extent circularity has been improved in municipal solid waste (MSW) management in Japan using an index to measure the implementation of the waste hierarchy within a CE context. The results indicate that while the circularity in Japan's MSW management improved in the 2000s, Japan is falling behind the EU in implementing the waste hierarchy. The reason is that incineration remains the dominant treatment method in Japan. Policy measures for reducing dependence on incineration are needed to promote CE transition in Japan's MSW management.